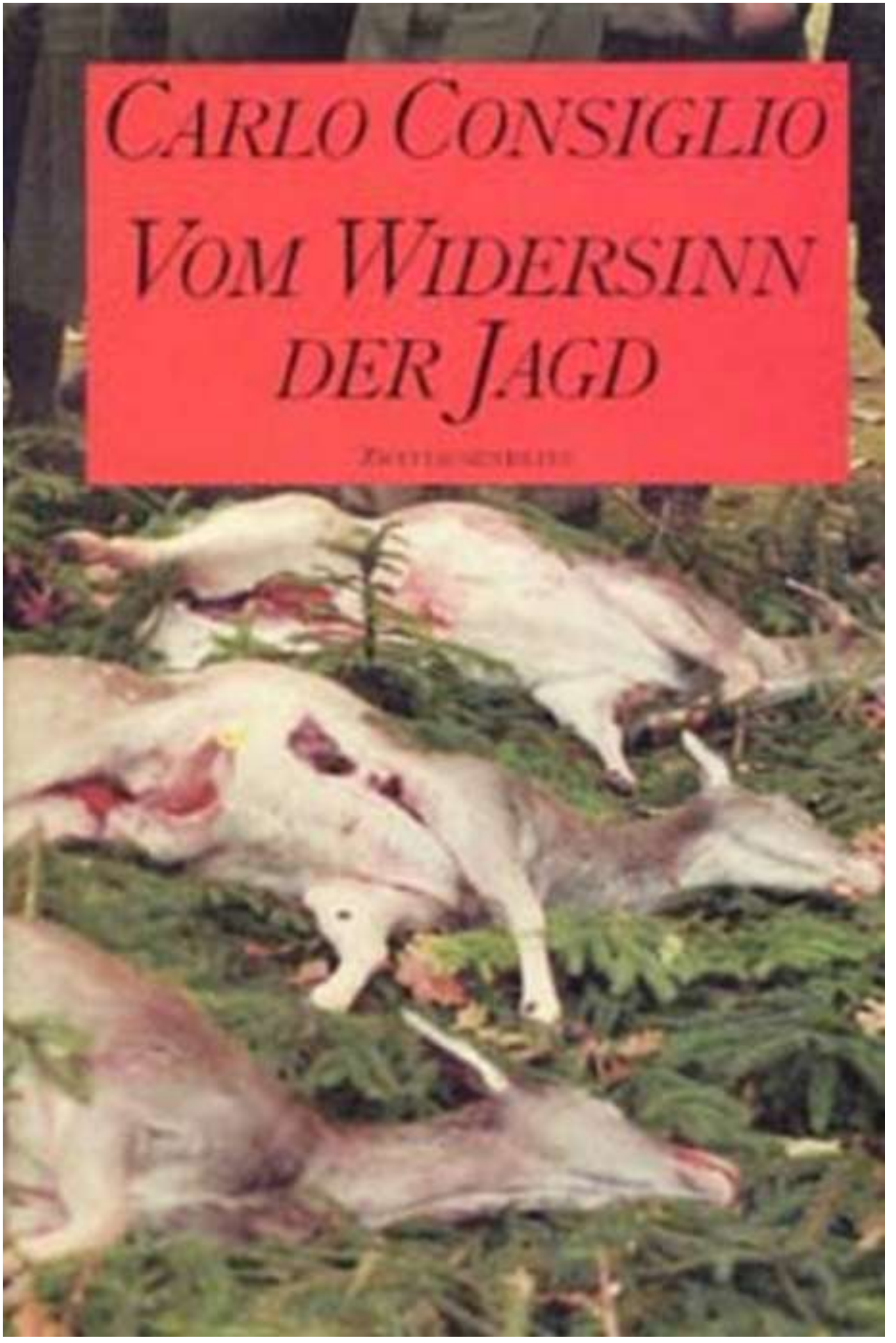

CARLO CONSIGLIO
VOM WIDERSINN
DER JAGD

Carlo Consiglio

VOM WIDERSINN DER JAGD

dem Italienischen von Ulrich Hausmann

Vorwort *von Theodore Monod* 7
Einleitung 9

Teil **I. Die gängigen Theorien**

1. Die Kompensationstheorie. **Gibt es einen »Überschuss« zur freien Verfügung der Jäger?** 17
2. Die Theorie der Sigmakurve. **Epitaph für den fortgesetzten Ertrag** . 32
3. Die Beutetheorie und die Jagd als »Selektion«. **Fungiert der Jäger als Hyäne?** 46
4. »Management« der Wildtiere. **Zehn Hirsche pro Quadratkilometer.** . 62
5. Die »Schädlinge«. **Verkannte Helfer** 71
6. Die Wildtollwutbekämpfung. **Ein überflüssiges Massaker** 120

Teil **II. Der Widersinn der Jagd**

7. Die jagdbaren Arten. **Die Jagd auf bedrohte Arten** 127
8. Hunde und Katzen. **Kein Platz für verwilderte Tiere** 131
9. Bestandsermittlung. **Gemsen zählen, indem man sie tötet.** 134
10. Die Jagdquote. **Eine Lizenz, mehr Exemplare zu töten, als es gibt** 138
11. Die Jagdsaison. **Wenn die Jagd für den Hungertod der Nesthocker verantwortlich ist** 145
12. Disziplinlosigkeit und Ignoranz. **Wenn man einen Storch mit einer Möwe verwechselt** 154

Teil **III. Jagdliche Eingriffe in die Populationsgrößen**

13. Ausrottung und Ausdünnung. **Jagen heißt dezimieren** 159
14. Aussetzung bzw. Einstellung der Jagd. **Die beste Art zu jagen** . . 164
15. Die Jagd im Vergleich zu anderen negativen Faktoren. **Das große und die kleinen Übel** 167

Teil IV. Weitere Folgen

16. Störungen durch die Jagd. **Mensch und Tier mögen die jagdfreie Natur** 177
17. Blei. **Millionen vergifteter Enten** 184
18. Besatzmaßnahmen. **Hühner, zum Abschuss freigegeben** 192
19. Die Zusammensetzung der Populationen und die genetische Vielfalt der Arten. **Sinkende Bestände, steigende Inzucht** 199
20. Verletzte Tiere. **Jede vierte Ente lebt mit einer Schussverletzung** 202
21. Fallen, Netze und Leim. **Weiche Pelze und Stahlfedern** 206
22. Giftige und radioaktive Belastungen. **Kontaminiertes** wild 214
23. Störung des ökologischen Gleichgewichts. **Je weniger Vögel, je mehr Insekten** 216

Schlussbetrachtungen 217

Anhang

Bejagte Vogel- und Säugetierarten 223
Bundesverordnung über die Jagdzeiten 235
Internationaler Naturschutz 237
Gefährdete Arten in Deutschland 240
Bibliographie 245
Register 291

Carlo Consiglio, Professor an der Universität Rom, ist der ständig wachsenden Zahl derer wohlbekannt, die sich wegen der großen Probleme der Jagd in den industrialisierten Ländern sorgen. Er ist Organisator und Generalsekretär der EFAH (*European Federation Against Hunting).* Seine fachliche Kompetenz steht außer Frage, und wir dürfen uns freuen, dass ein so bedeutender Forscher und Zoologe hier eine an persönlichen Reflexionen und wissenschaftlichen Daten gleichermaßen reiche Arbeit vorlegt.

Der Mensch des Abendlandes ist nicht mehr - wie einst - Teil einer ursprünglichen Biozönose; er ist nicht mehr - wie es noch die Eskimos, die Ureinwohner am Amazonas oder die Pygmäen und Buschmänner sind - ein »Räuber«, der unter den Tieren seiner Lebenswelt Beute macht, um sein Überleben zu sichern. In Europa jagen die Menschen nicht mehr, um ihre Ernährung sicherzustellen, und auch nicht mehr, um sich gegen Raubtiere zu verteidigen; es geht einzig und allein um eine Freizeitbeschäftigung und ums Vergnügen. Das ist der grundlegende Einwand, den wir gegen die Jagd erheben, und zwar auf einer Ebene, der sich die Anhänger der Jagd verweigern. Vom moralischen Standpunkt ist es absolut inakzeptabel, dass Menschen sich das Recht anmaßen, Lebewesen, die genauso wie sie fühlen und Schmerz empfinden, wegen ihres Vergnügens willen töten.

Diese Grundüberzeugung sei der vorliegenden Studie vorangestellt.

Ihr Ziel ist es nicht, die persönliche Überzeugung des Autors zu präsentieren, wiewohl man ihren Charakter unschwer errät, vielmehr sollen hier die biologischen Tatsachen systematisch abgehandelt werden, die ein Urteil über die Folgen der Jagd erlauben, wie sie mit zahlreichen regionalen Besonderheiten in Europa und Nordamerika praktiziert wird.

Die Studie untergliedert sich in vier Teile:

- Die gängigen Theorien
- Der Widersinn der Jagd
- Jagdliche Eingriffe in die Populationsgrößen
- Weitere Folgen

Im Unterschied zu den haltlosen Argumenten, die die Jäger zur Rechtfertigung ihres Tuns und oftmals in direktem Widerspruch zu den Tatsachen vorbringen, liefert dieses Buch präzise Fakten, die Hintergründe und Zusammenhänge, wie es von einer wissenschaftlichen und belegbaren Behandlung dieses Themas erwartet wird.

Zu einer Zeit, da sich europaweit eine breite Bewegung gegen die Jagd bildet, insbesondere gegen die Auswüchse in den romanischen Ländern und rund ums Mittelmeer, wird die Studie von Carlo Consiglio zweifellos auf großes Interesse stoßen und für die überfälligen Entscheidungen sorgen, die früher oder später hinsichtlich der Jagd getroffen werden müssen. Naturfreunde und Tierschützer und alle, die die Grausamkeiten des Menschen gegenüber anderen Kreaturen prinzipiell verurteilen, werden dieses Buch genauso begrüßen wie ich.

Prof. h. c. Theodore Monod
Mitglied der Akademie der Wissenschaften
Museo Nazionale di Storia Naturale, Rom

Die Jagd wird hauptsächlich aus zwei Richtungen kritisiert:

- Die Tötung von Exemplaren einer natürlichen Population kann, wenn diese Exemplare fortpflanzungsfähig sind und der Ausfall nicht durch eine Erhöhung der Fruchtbarkeit oder eine Minderung der Mortalität kompensiert wird, zur Ausdünnung oder Ausrottung der Population führen oder auch zu strukturellen Veränderungen, eventuell zu Rückwirkungen auf andere Arten aufgrund des veränderten Zusammenlebens mit der bejagten Art. In der Konsequenz bedeutet das eine Störung des natürlichen Gleichgewichts der Ökosysteme.
- Wild lebende Tiere haben grundsätzlich ein Lebensrecht. Sofern die Jagd nicht unmittelbar zum Tod der Tiere führt, fügt sie ihnen Verletzungen zu und lässt sie leiden.

Die erste Kritik argumentiert ökologisch, die zweite stützt sich auf Argumente des Tierschutzes.

Die ökologische Argumentation wird meist als »wissenschaftliche« Herangehensweise bezeichnet, die am Tierschutz orientierte Kritik als »ethisch« oder »emotional«. Eine solche Unterscheidung erscheint jedoch willkürlich. Auch aus tierschützerischer Sicht ist eine wissenschaftliche Herangehensweise gegeben, wenn man z. B. genau zu bestimmen versucht, wann und in welchem Maße Tiere leiden. Umgekehrt bedarf es auch eines ethischen Standpunkts, wenn man etwas gegen die Ausrottung oder Ausdünnung der Bestände von Wildtierarten erreichen will. Ein solches Ziel kann nicht allein wissenschaftlich begründet werden; die Wissenschaft liefert nur die Mittel und Fakten für die Ziele, die dann nach ethischen Maßstäben als »gut« oder »schlecht« bewertet werden. Beispielsweise konnten aufgrund der

Wissenschaft in bestimmten Gegenden Insektenarten ausgerottet werden, die dort gefährliche Krankheiten auf den Menschen übertrugen. Und was die Emotionalität betrifft, so ist diese nicht wesentlich für das tierschützerische Engagement, dafür reicht meist schon der gesunde Menschenverstand. Andererseits trifft man bei vielen Ökologen auf ein gerüttelt Maß an Emotionalität.

In einer früheren Arbeit habe ich gezeigt, dass es legitim ist, auf diese oder jene Weise an das Thema Jagd heranzugehen, auch wenn die Artenschützer aus ökologischen Gründen egoistischer sind als die Tierschützer (153).

Artenschutz muß auf eine emotionale Basis gestellt werden

Der Biologe und Ökologe *Josef Reichholf,* Präsidiumsmitglied des WWF Deutschland, plädiert in einem Interview für einen emotional engagierten Artenschutz seitens der Bevölkerung und für eine neue Landwirtschaft.

Stört Sie dieser emotionale Ansatz?
Überhaupt nicht. Das werden wir Menschen gar nicht anders können. Artenschutz muss sogar ganz entscheidend auf eine emotionale Basis gestellt werden. Im Prinzip geht es doch um Empfindungen. Eine Art wie das Blaukehlchen stufen wir nur deshalb als schützenswert ein, weil wir den Vogel bestaunen wollen. Andere Arten, die den gleichen Lebensraum nutzen, profitieren dann davon. (…) Seit der Wiedervereinigung haben wir allerdings für einige Tiere eine besondere Verantwortung. Vom Rotmilan zum Beispiel leben 50 Prozent des Weltbestandes bei uns. Auch unsere Seeadler-Bestände haben mit rund 300 Brutpaaren internationale Bedeutung. Solche Arten haben natürlich Priorität. Insgesamt hat uns die Wiedervereinigung ohnehin in eine sehr glückliche Situation gebracht: Die Artenzahl nimmt bei uns in fast allen Lebensräumen zu. Vor allem in den Städten können wir über die Entwicklung nur staunen.

Ausgerechnet die Städte sind Inseln der Artenvielfalt?
Ja, eine verrückte Situation. In den Städten leben heute mehr Arten als im Umland. Der Artenreichtum steigt sogar mit zunehmender Größe der Städte. In Berlin brüten etwa zwei Drittel aller Vogelarten, die bei uns als Brutvogelarten vorkommen. Im Stadtgebiet von Nürnberg kommen fast doppelt so viele wild wachsende Pflanzenarten vor wie auf gleich großen Flächen in der Umgebung.

Welche Gründe gibt es für diese Entwicklung?
Schauen Sie sich mal eine Stadt von oben an. Zwischen den Häusern wech-

sein sich Grünflächen mit Baumgruppen und kleinen Gewässern ab. Diese strukturelle Vielfalt kommt vor allem vielen Vögeln sehr entgegen - was die Naturschützer übrigens häufig nur schwer akzeptieren können.

Das Land gilt ihnen immer noch als Ort der intakten Natur.
Eine vollkommen irrige Vorstellung. Rund 50 Prozent der Gesamtfläche werden bei uns von der Landwirtschaft genutzt - und dort gibt es riesige Probleme. Ich behaupte, dass die Landwirtschaft in Mitteleuropa weit über 90 Prozent des Artenschwundes verursacht hat. Auch global gehen 80 Prozent des Artenschwundes auf das Konto der Bauern. (…) Ein Drittel der rund 15 Millionen Rinder Deutschlands frisst Futter, das auf südamerikanischen Flächen wächst, die dafür abgeholzt werden mussten. Das ist absurd.

Gerade wir Deutschen treiben gleichzeitig erheblichen Aufwand, um einzelne Arten zu erhalten. An der ICE-Strecke Berlin-Hannover ist für 30 Millionen Mark ein Schutzwall für 67 Großtrappen gebaut worden. Ist das noch verhältnismäßig?
Nein. Viele Artenschutzmaßnahmen, die bei uns getroffen werden, sind absolut unsinnig oder sogar kontraproduktiv. Wir müssen von alten, überholten Umweltideologien endlich Abstand nehmen. Statt so viel Geld in einen Trappenschutzwall zu stecken, wäre es viel sinnvoller, mit demselben Geld eine große Fläche in der ungarischen Puszta zu kaufen, um sie als Dauersiedlungsgebiet für Trappen zu erhalten. Was in Deutschland fehlt, ist ein sinnvolles Abwägeverfahren. Der Naturschutz hat bei uns in den letzten Jahren sehr viele Fehler gemacht.

Sie zeichnen trotzdem ein recht positives Bild von der hiesigen Artenlage…
Das ist ausschließlich das Geschenk der Wiedervereinigung und nicht das Verdienst deutscher Naturschutzpolitik. Zudem stehen immer noch nur ein paar lächerliche Prozent unseres Landes unter Naturschutz. Die großen Schutzgebiete sind Randgebiete: das Wattenmeer und die Hochlagen der Alpen. Dazwischen gibt es nur Handtuchflächen. (…)

Was kann denn getan werden, um Artenschutz attraktiv zu machen?
Wir müssen versuchen, die Menschen wieder an die Natur heranzuführen. Es kann nicht angehen, dass bei uns kein Kind mehr einen Vogel aufziehen oder eine Pflanze abpflücken darf. Das sind die Erlebnisse, die Kinder und Jugendliche prägen. Das Verhältnis der Deutschen zur Natur ist ohnehin gestört. Alles, was der Mensch verändert, gilt als Katastrophe. Das ist idiotisch. Eine solche Trennung zwischen Mensch und Natur zeigt geistige Begrenztheit. Nehmen Sie wieder das Beispiel Stadt: Wenn ein Uhu einen alten Baum bewohnt, finden das alle toll. Wenn er jedoch in einer modernen Werkhalle sitzt, dann gilt der Uhu gleich als irre. (Auszug aus *Der Spiegel* 29/2000 17. Juli 2000)

Mit dem Begriff »Jagd« bezeichnet man im Allgemeinen zwei sehr verschiedene Tätigkeiten. Zum einen die Jagd als Mittel zum Überleben, wie sie bei den »primitiven« Völkern zur Nahrungsbeschaffung praktiziert wird, und zum anderen den so genannten Jagdsport, der mit Sport eigentlich wenig zu tun hat und bloß der Unterhaltung für eine Minderheit bei den »entwickelten« Völkern dient.

Gegen die Jagd als Mittel zum Überleben kann man nur schwerlich Einwände machen, denn dann müsste man die Völker, die von der Jagd leben, auf alternative Ressourcen verweisen und würde damit ihre Lebensgewohnheiten vollkommen auf den Kopf stellen - und das in einer Situation, da die demographische Entwicklung bei den »unterentwickelten« Völkern und die räuberische Politik der Ausbeutung seitens der »entwickelten« Völker in großen Teilen der so genannten Dritten Welt eine Krise ohne gleichen verursachen. Zudem bedeutet die Jagd als Mittel zum Überleben in der Regel keine Gefährdung der natürlichen Wildbestände der bejagten Arten, und zwar nicht nur wegen der Instrumente, mit denen diese Form der Jagd ausgeübt wird, sondern auch weil diese Völker auf den Fortbestand ihrer Beutetiere achten. Eine starke Dezimierung oder Ausrottung der natürlichen Bestände würde die Auslöschung des jagenden Volkes bedeuten oder ihm zumindest die Lebensgrundlage entziehen und es zwingen, sich andere Ressourcen zum Überleben zu suchen. In diesem Kontext ist schwerlich Kritik zu üben.

Sehr viele Einwände, sowohl aus tierschützerischer wie aus ökologischer Sicht, lassen sich aber gegen die Jagd erheben, wie sie in den Industrieländern praktiziert wird.

In diesem Buch geht es um die Kritik der Jagd in den entwickelten Ländern - und zwar in erster Linie aufgrund ökologischer Argumentation. Die Argumente gegen die Jagd, die von Seiten der Tierschützer vorgebracht werden und die nicht weniger stichhaltig sind, spielen in diesem Buch nur am Rande eine Rolle, etwa wenn hier dargelegt wird, wie häufig und wie viele Tiere durch die Jagd verletzt und von den Jägern bei der Nachsuche nicht mehr aufgespürt werden, oder welche Grausamkeiten Tieren zugefügt werden, denen die Jäger mit Fallen, Schlingen, Netzen und Leim nachstellen.

Aus tierschützerischer Sicht gibt es in der Tat nicht viele Worte über die Jagd zu verlieren: Die Jagd ist heute nichts anderes als ein Massaker an fühlenden und wehrlosen Lebewesen und hat den einzigen Zweck, dem Vergnügen der Jäger zu dienen; der »Jagdsport« ist Barbarei.

Der ökologische Standpunkt ist wesentlich komplexer und erfordert eine eingehende Auseinandersetzung. Denn die Komplexität der Materie sorgt unter den Nichtfachleuten für Konfusion. Es gibt gebildete Menschen, die sich für »Grüne« oder Leute vom Fach halten und die wirklich überzeugt sind, dass die Jagd notwendig sei, um überschüssige Exemplare zu eliminieren; sie sind der Meinung, dass die Jagd durchaus mit dem Artenschutz sowie dem Schutz der Umwelt und der Ökosysteme in Einklang stehen kann. Vor allem an diese Leserinnen und Leser richtet sich das vorliegende Buch.

Die Jagd, wie sie in den europäischen Mittelmeerländern, besonders in Südfrankreich, Italien und Griechenland, praktiziert wird, halten viele Menschen für inakzeptabel. Darüber muss man nicht erst lange streiten. Jeder weiß, dass es sich hier um reinste Massaker handelt, deren Regeln absolut beliebig sind. Es werden keine fundierten Berechnungen für die Abschussquoten angestellt, es fehlen ganz einfach

Ausbildung der Jagdhunde an der »lebenden Ente«

Mit Zähnen und Klauen verteidigt der Jagdgebrauchshund-Verband e.V. (JGHV) seit Jahren sein überkommenes Prüfungsfach an künstlich flugunfähig gemachten Enten. Unter dem Druck der Öffentlichkeit verzichtet man nach wie vor nicht darauf, lenkt allerdings gerne davon ab und gewährt Außenstehenden keine Einblicke.

(…) Die Ausbildung und Prüfung von Jagdhunden an künstlich flugunfähig gemachten Enten ist derzeit in Hessen, Berlin, Bremen und Schleswig-Holstein verboten. In Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen bestehen Sondervereinbarungen, in Rheinland-Pfalz ist die derzeitige Lage unklar. Im europäischen Ausland ist das JGHV-Verfahren an lebenden Enten überwiegend verboten. (…)

Realistischerweise muss man davon ausgehen, dass heute noch Jahr für Jahr - trotz verschärfter Überwachung - schätzungsweise 70 000 lebende Enten jährlich für die Ausbildung und Prüfung von Jagdhunden regelrecht »verbraucht« werden, (http://home.t-online.de/home/tsh.wittlich)

die Grundlagen dafür, solche Berechnungen überhaupt anstellen zu können. Man kennt weder die tatsächlichen Wildtierbestände noch die effektive Strecke der Jäger. Was aber sollte in diesen Ländern geschehen? Die generelle Abschaffung der Jagd oder eine Änderung der Regeln? Und was soll man angesichts des Beispiels anderer Länder sagen, vor allem der USA und Kanadas, wo die Jagd aufgrund wissenschaftlicher Untersuchungen geregelt wird? Das sind die Fragen, auf die das vorliegende Buch eine Antwort geben will.

Für diese Untersuchung habe ich umfangreiche wissenschaftliche Literatur zu Rate gezogen, gleichwohl wird mir einiges entgangen sein. Ich hoffe aber, dass die Leserinnen und Leser meine Schlussfolgerungen für hinreichend untermauert und belegt ansehen werden. Die im Text in Klammern stehenden Ziffern (bibliographischer Verweis) bezeichnen den in der Bibliographie im Anhang gemeinten Beleg.

Im ersten Teil mussten einige Prinzipien der Ökologie von Wildtierbeständen dargelegt werden, um die verschiedenen wissenschaftlichen Theorien über die Jagd besser erklären zu können. Ich habe versucht, dies so klar wie möglich darzulegen, und wenn der eine oder andere theoretische Aspekt im ersten Teil des Buches langweilig oder abstrus erscheint, so mag man das dem Autor nachsehen und einfach diesen wissenschaftlich trockenen Teil überspringen und zum nächsten Teil fortschreiten.

Carlo Consiglio

Teil I

Die gängigen Theorien

Die Kompensationstheorie

Gibt es einen »Überschuss« zur freien Verfügung der Jäger?

Generationen von Studenten haben die These wie ein Prinzip verinnerlicht und viele Biologen haben es als ein Faktum akzeptiert, dass ein Teil der im Sommer vorhandenen und hernach zur Jagd freigegebenen Tiere den Spätherbst und Winter ohnehin nicht überleben würde und dass die Jagd im Herbst lediglich die überschüssigen Tiere eliminiert, die andernfalls an natürlichen Ursachen eingehen würden.
Stephen DeStefano und Donald H. Rusch (184)

Unsere Prinzipien gründen auf einem falschen Fundament.

Arthur T. Bergerud (59)

Die »rationalisierte Jagd«

Die Jagd hat es immer gegeben. Aber in der Neuzeit mit dem rapiden Anstieg der Bevölkerung (von 500 Millionen um 1600 auf über 6 Milliarden Menschen heute) und der Einführung immer ausgetüftelterer Jagdwaffen sind die Schäden durch die Jagd enorm geworden. Zwischen 1600 und 1965 wurden weltweit 202 Arten und Unterarten von Säugetieren und Vögeln ausgerottet. Davon gehen 56 verschwundene Arten allein auf das Konto der Jagd, weitere 13 Arten sind aufgrund der Jagd und anderer mit dieser zusammenhängender anthropogener Ursachen ausgestorben. Von 371 anderen Arten und Unterarten von Säugetieren und Vögeln, die 1965 von der Ausrottung bedroht waren, ist in 108 Fällen ausschließlich die Jagd dafür verantwortlich und bei weiteren 81 vom Aussterben bedrohten Arten sind es jagdbedingte und andere vom Menschen bedinge Ursachen (152,793).

In Nordamerika wurden in den 3000 Jahren vor 1600 pro Jahrhundert etwa 3 Säugetier- bzw. Vogelarten ausgerottet. Nach 1600 stieg die Rate auf 19 Arten pro Jahrhundert an. Ebenfalls für die Zeit nach 1600 gilt, dass die Jagd und die Zerstörung der natürlichen Lebensräume durch den Menschen für 57 Prozent der ausgerotteten Vogel- und für 62 Prozent der ausgerotteten Säugetierarten verantwortlich sind (238).

Es ist daher nur folgerichtig, wenn sich in den vergangenen Jahrzehnten viele Forscher mit der Frage beschäftigt haben, wie sich die Jagd auf die Tierbestände auswirkt. Ziel solcher Untersuchungen ist es, Strategien zu finden, die die Interessen der Jagd mit den Forderungen

Primatenart durch Bejagung ausgestorben

Als erste Primatenart des 20. Jahrhunderts ist der Miss Waldrons, eine Unterart des Roten Stummelaffen, ausgestorben. Wie die Zeitschrift Conservation Biology in der Oktoberausgabe berichtet, wurde während einer sechsjährigen Untersuchung in Ghana und Elfenbeinküste kein einziges Exemplar mehr gesichtet. Der letzte Miss Waldrons war 1980 gesichtet worden, seit 1988 stand die Affenart auf der Liste der bedrohten Tiere. Wissenschaftler machen die Jagd sowie das Abholzen der Regenwälder für ihr Verschwinden verantwortlich. Nach Schätzungen sind etwa zehn Prozent aller 608 Affenarten in ihrem Bestand gefährdet, (taz, 13.9.2000)

des Natur- und Tierschutzes in Einklang bringen. Diese Theorien sehen eine Begrenzung der zur Jagd freigegebenen Exemplare nach Zahl und oft auch nach Geschlecht oder Alter vor. Die Zahlen ergeben sich aus einer Kalkulation, der zufolge nur zeitweilig und in jedem Fall nur in begrenztem Maße eine Verringerung der Bestände eintritt, sodass keinesfalls die Gefahr der Ausrottung einer Art besteht.

Viele dieser Studien wurden in den USA durchgeführt, was auch plausibel ist, wenn man bedenkt, dass dieses Land aufgrund seiner Größe und der bis vor 400 Jahren vergleichsweise geringen Beeinträchtigung der Natur durch den Menschen immer noch eine sehr reiche und vielgestaltige Fauna besitzt. Aber ein Heer von 17 Millionen Jägern, das nicht kontrolliert wird, kann verheerend für eben diese Fauna sein. In den folgenden Kapiteln wollen wir die wichtigsten Theorien vorstellen:

Die Theorie vom jährlichen Überschuss

Bestimmten Theorien zufolge soll es in einer natürlichen Population einen jährlichen Überschuss an Exemplaren geben im Verhältnis zur Zahl der Tiere, die sich tatsächlich fortpflanzen. Es ist natürlich möglich, dass ein Teil der Tiere, die sich sonst fortpflanzen würden, der Jagd zum Opfer fällt. Aber in diesem Fall würden an ihre Stelle Tiere treten, die sich eigentlich nicht fortgepflanzt hätten. Auf jeden Fall würde sich die Zahl der Exemplare, die sich reproduzieren, nicht verändern, und folglich hätte die Jagd keinen Einfluss auf die nachfolgende Generation. Dies gelte allerdings immer unter der Voraussetzung, dass die Zahl der zum Abschuss freigegebenen Exemplare limitiert und die Jagdzeiten auf einen bestimmten Zeitraum beschränkt bleiben.

Von den Theorien, die von einem Bestandsüberschuss ausgehen, hat diejenige besondere Bedeutung, die einen jährlichen Überschuss unterstellt.

Nach dieser Theorie kann nur eine begrenzte Zahl von Exemplaren überleben - und zwar weil das Nahrungsangebot begrenzt ist, weil die natürliche Deckung vor Raubtieren durch den Pflanzenbewuchs im Winter fehlt und weil es letzten Endes nicht genug Lebensraum für alle Exemplare gibt, damit jedes ein eigenes Territorium gegenüber den Artgenossen beanspruchen könnte. In der Zeit der Fortpflanzung, im Frühjahr und Sommer, kommen zu viele Tiere zur Welt. Im Herbst wäre demnach eine größere Population vorhanden, als im Winter tatsächlich überleben kann. Die Differenz zwischen der Population im Herbst und der, die den Winter überleben kann und dann im Frühjahr den Bestand ausmacht, wäre also der Überschuss. Wenn die Abschussquoten richtig berechnet werden, sodass sie nicht größer sind als der jährliche Überschuss, und wenn die Jagd auf den Herbst beschränkt bleibt, d.h. wenn sie mit den ersten Härten des Winters endet, dann werden die Jagdstrecken durch eine geringere Mortalitätsrate im Winter kompensiert. Im nächsten Frühjahr gäbe es dann einen ebenso großen Bestand an fortpflanzungsfähigen Tieren, wie es ihn auch ohne Jagd gegeben hätte. Dieses Konzept wird auch so formuliert: Die

Mortalität durch die Jagd muss man von der Mortalität durch natürliche Umstände abziehen und ihr nicht aufaddieren. Der Theorie zufolge ist die Gesamtmortalität konstant, ob die Population bejagt wird oder nicht.

Da die Fortpflanzungsrate von Jahr zu Jahr schwanken kann, weil sich entscheidende Faktoren wie Niederschlag, Temperatur, Nahrungsangebot usw. ändern, wird auch der jährliche Überschuss unterschiedlich sein. Will man also diese Theorie korrekt anwenden, muss man jedes Jahr Ende des Sommers eine genaue Bestandszählung der bejagten Population durchführen, zu einer Zeit also, da der Nachwuchs von den Elterntieren bereits großgezogen wurde.

Die Theorie vom jährlichen Überschuss basiert auf den mittlerweile klassischen Untersuchungen von Paul L. Errington, der zwischen 1929 und 1944 etliche Populationen der Virginiawachtel beobachtete (216, 217, 219, 220). In der Folge wurden die darauf aufbauenden Thesen auf einige andere Arten von Land- und Wasservögeln und auch auf Säugetiere angewandt. Dazu gehörten z. B. Fasan (435), Präriehuhn (646), Stockente (111, 330) und Grauhörnchen (742). Für die Theorievariante, die von einer begrenzten Raumverfügbarkeit im Territorium ausgeht, wurden entsprechende Untersuchungen beim Schottischen Moorschneehuhn (359, 361, 766, 767), dem Felsgebirgshuhn (795) und Tannenhuhn (80) durchgeführt, die alle zu den Hühnervögeln gehören.

Die Gültigkeit dieser Theorie wird also durch die Tatsache eingeschränkt, dass sie offensichtlich nur für standortfeste Tiere zutrifft, für Tiere also, die nicht ziehen, und auch für Zugvögel, die an ihren Winterstandorten bejagt werden.

Sie ist dagegen kaum anwendbar auf Zugvögel, die in ihren Brutgebieten bejagt werden, es sein denn, man würde Pläne aufstellen, die die gesamte Vogelzugstrecke (»flyway«) abdecken. Das aber wurde bislang nur in den USA und dort auch nur ansatzweise versucht, denn man hat für alle Zugvogelarten spezifische Strecken festgelegt, obwohl sich die Routen der verschiedenen Arten in Wirklichkeit auf weiten Teilen überschneiden.

Andere Überschusstheorien

Eine weitere Theorie, die von einem Überschuss ausgeht, betrifft die standortfesten Tiere, also die Tierarten, bei denen die Individuen ihre jeweiligen Territorien gegen andere Individuen derselben Art verteidigen. In der Regel werden die Territorien im Frühjahr von den männlichen Exemplaren verteidigt, aber der Raum reicht nicht aus, damit alle Männchen ein Territorium behaupten können. Männchen, die kein Territorium haben, werden sich auch nicht fortpflanzen. Dieser Theorie zufolge hat der Abschuss von Männchen vor der Zeit der Fortpflanzung keinerlei Einfluss auf die Größe der sich fortpflanzenden Gesamtpopulation, vorausgesetzt die Abschussquoten sind so festgesetzt, dass eine ausreichende Zahl männlicher Exemplare erhalten bleibt, damit alle zur Verfügung stehenden Territorien von ihnen besetzt werden können.

Diese Theorie unterscheidet sich nicht grundlegend von der Theorie des jährlichen Überschusses, die ebenfalls auf der Annahme limitierter Territorien beruhen kann. Aber bei der Theorie des jährlichen Überschusses geht man von Territorien aus, die bereits im Herbst erkämpft wurden; somit wird der Ausgleich über das Jahr erfolgen, während im hier beschriebenen Fall die Territorien im Frühjahr ausgefochten werden, wie das meistens der Fall ist, und der Ausgleich ergibt sich dann im nachfolgenden Jahr.

Diese Theorie wurde für das Felsengebirgshuhn (795), Tannenhuhn (80) und Schottische Moorschneehuhn (349) in Anwendung gebracht, die alle zur Familie der Hühnervögel gehören. Nach Peter J. Hudson werden beim Schottischen Moorschneehuhn die Verluste durch die Jagd bis zu einer Quote von 10 Prozent des Gesamtbestandes im darauffolgenden Jahr vollkommen ausgeglichen. Sind die Verluste größer, dann kommt es nur zu einem teilweisen Ausgleich (349).

Fred C. Zwickel will sogar herausgefunden haben, dass ein totaler Verlust der fortpflanzungsfähigen Exemplare im Frühjahr und Sommer keinerlei Konsequenzen für die Größe der sich im darauffolgenden Sommer fortpflanzenden Population hat; dafür würden die vorhandenen Jungtiere sorgen und nicht neu eingewanderte Tiere (795).

Eine weitere Theorie, die von einem Überschuss ausgeht, betrifft die polygamen Arten, bei denen jedes männliche Exemplar mehrere weibliche Tiere um sich herum zu scharen sucht. Da die Geschlechterverteilung bei den Nachkommen normalerweise gleich oder nahezu gleich ist, ergibt sich, dass sich etliche männliche Tiere nicht fortpflanzen können. Daher sei ein limitierter Abschuss männlicher Tiere möglich, solange von ihnen noch genügend für die weiblichen Exemplare vorhanden sind. Die Größe der nächsten Generation würde sich also in keiner Weise ändern.

Zu den polygamen Tieren zählen vor allem Hühnervögel, Hirsche und Robben. Und bei diesen Tierarten, so die Theorie, könnte man einen Überschuss männlicher Tiere jagen.

Das Umkehrprinzip

Auch diese Theorie baut auf den Studien von Errington auf. Die Grundthese besagt, dass der Fortpflanzungserfolg (d. h. die Zahl der im Durchschnitt erfolgreich von einem Muttertier aufgezogenen Jungen) eine Variable ist, die durch die Populationsdichte beeinflusst wird, und zwar derart, dass einer Reduktion der Population eine Zunahme des Fortpflanzungserfolges entspricht. Dieses Phänomen kann - so die Autoren, die diese Theorie vertreten - Verluste vollständig ausgleichen: Wenn eine gewisse Anzahl von Exemplaren (die allerdings eine bestimmte Obergrenze nicht überschreiten darf) bei der herbstlichen Jagd getötet wird, dann wird es im nächsten Frühjahr eine geringere Zahl von fortpflanzungsfähigen Tieren geben, die jedoch insgesamt mehr oder weniger dieselbe Anzahl von Nachkommen haben werden wie in dem Fall, wenn die Ausfälle durch die Jagd nicht gewesen wären. Diese Theorie wurde für den Fasan (8,9,445), das Nordische Moorschneehuhn (525) und das Tannenhuhn (80) behauptet.

Alle bislang beschriebenen Theorien gehen von einer vollständigen Kompensation der jagdbedingten Mortalität aus. Bei der Jahresüberschusstheorie kommt der Ausgleich im darauffolgenden Winter aufgrund einer reduzierten natürlichen Mortalität zustande oder weil es

lediglich weniger Tiere ohne eigenes Territorium gibt, die ohnehin ohne Nachkommen geblieben wären. Bei den anderen Theorien erfolgt der Ausgleich im Frühjahr und Sommer des nächsten Jahres, entweder aufgrund einer geringeren Zahl von Tieren ohne Territorium oder von männlichen Exemplaren, die kein Weibchen finden, oder auch aufgrund eines größeren Fortpflanzungserfolges.

Kritik dieser Theorien

Die Theorien, die von der Annahme einer vollständigen Kompensation der jagdbedingten Mortalität ausgehen - sei es, dass sie sich auf das Prinzips des Überschusses in seinen verschiedenen Formen gründen, sei es, dass sie vom Prinzip der Reziprozität ausgehen -, können sich auf eine Reihe empirischer Belege stützen, die insbesondere für Hühnervögel und Enten in den Jahren nach 1950 erbracht wurden. Inzwischen allerdings wurden auch diejenigen Untersuchungen zahlreicher, die zu genau entgegengesetzten Schlussfolgerungen gelangten, wonach es nur eine teilweise bzw. gar keine Kompensation der jagdbedingten Ausfälle gibt; man kann hier sogar von einer Trendumkehr sprechen. In den *Tabellen 1* und 2 listen wir zuerst einige Autoren auf, deren Schlussfolgerungen die Kompensationstheorie stützen, und dann solche Autoren, die zu dem Ergebnis kommen, dass es keine oder allenfalls nur eine teilweise Kompensation gibt.

Tabelle 1. **Studien, die die komplette Kompensation der durch die Jagd verursachten Sterblichkeit belegen**

Jahr	bibliographischer Verweis	untersuchte Art	Ort	Kommentar
1934	(216)	Virginiawachtel		kritisiert von Huffaker (147)
1935	(219)	Virginiawachtel	Iowa	kritisiert von Huffaker (147)
1936	(220)	Virginiawachtel		kritisiert von Huffaker (147)
1945	(217)	Virginiawachtel	Wisconsin	kritisiert von Huffaker (147)
1954	(8)	viele Arten		
1956	(9)	Fasan		

Jahr	bibliographischer Verweis	untersuchte Art	Ort	Kommentar
1956	(435)	Fasan		
1956	(742)	Grauhörnchen		
1958	(477)	Virginiawachtel	Missouri	
1959	(590)	Baumhörnchen		
1960	(445)	Fasan	Nebraska	
1963	(359)	Schottisches Moorschneehuhn	Schottland	kritisiert von Bergerud (59)
1966	(10)	Fasan		
1967	(361)	Schottisches Moorschneehuhn	Schottland	nur in reichem Habitat
1970	(766)	Schottisches Moorschneehuhn		
1972	(767)	Schottisches Moorschneehuhn		
1972	(795)	Felsengebirgshuhn	Vancouver Island	bis zur totalen Ausrottung
1974	(237)	Kragenhuhn	Alberta	in einem Fall bei einer zweijährigen Untersuchung
1975	(19)	Stockente	USA	
1975	(357)	Brandente	Schottland	kritisiert von Evans und Pienkowski (222)
1975	(490)	Moorschneehuhn	Alaska	Kompensation möglicherweise durch Immigration aus angrenzenden Gebieten, wo nicht gejagt wird
1976	(20)	Stockente	Nordamerika	kritisiert von Caughley (127)
1978	(22)	Stockente	USA	unklar, bis zu welchem Grad an Abschüssen
1978	(21)		Nordamerika	unbekannt, welches Niveau der Jagd nicht mehr kompensiert werden kann
1978	(646)	Kragenhuhn		
1979	(635)	Stockente		
1979	(80)	Tannenhuhn		
1979	(583)	Enten		bis zu einer Abschussquote von 40 Prozent
1979	(583)	tauchende Enten		bis zu einer Abschussquote von 10 Prozent
1979	(80)	Tannenhuhn	Alberta	Kompensation im Jahr nach den Abschüssen sowohl durch Ortswechsel der Altvögel als auch durch Veränderung des Bruterfolgs

Jahr	bibliographischer Verweis	untersuchte Art	Ort	Kommentar
1981	(676)	Bärenrobbe	Pribilof-Islands	nur für die männlichen Exemplare
1982	(515)	Schottisches Moorschneehuhn	Schottland	kritisiert von Bergerud (59)
1983	(329)	Stockente	England	publiziert von der ital. Jagdvereinigung
1983	(533)	Stockente	USA	nur für erwachsene Männchen und Weibchen
1984	(111)	Stockente	USA/Kanada	für die Männchen. Kompensation bei 57,1 Prozent der untersuchten Populationen. Die Arbeit unterscheidet zwischen zwei extremen Hypothesen (komplett additive Sterblichkeit oder komplette Kompensation). Die Hypothese einer partiellen Kompensation wird nicht erwogen.
1985	(349)	Schottisches Moorschneehuhn	England	bis zu einer Abschussquote von 10 Prozent
1985	(525)	Nordisches Moorschneehuhn	Norwegen	Kompensation erfolgt im nächsten Jahr durch größere Gelege. Der Autor spezifiziert nicht, ob die Kompensation komplett oder teilweise ist.

Tabelle 2. Studien, die eine Kompensation bestreiten oder höchstens eine partielle Kompensation einräumen

Jahr	bibliographischer Verweis	untersuchte Art	Ort	Kommentar
1952	(327)	Stockente		
1962	(395)			
1963	(273)	Dunkelente		
1965	(758)	Fasan	Wisconsin	
1967	(507)	Amerik. Krickente		

Jahr	bibliographischer Verweis	untersuchte Art	Ort	Kommentar
1967	(797)	Felsengebirgshuhn	Vancouver Island	
1968	(760)	Fasan	Wisconsin	
1969	(131)	Kanadagans	Oregon	U. Washington
1969	(757)	Kragenhuhn		
1969	(757)	Virginiawachtel		
1969	(97)	Weißschwanzschneehuhn	Colorado	
1969	(272)	Stockente	USA	nur partielle Kompensation
1970	(124)	Thar		
1971	(98)	Weißschwanzschneehuhn	Colorado	
1973	(310)	Präriehuhn	Wisconsin	
1974	(237)	Kragenhuhn	Alberta	in einem Fall innerhalb einer zweijährigen Untersuchung
1974	(125)	Elch	Montana	
1974	(657)	Elch	Montana	
1974	(382)	Huftiere		
1977	(670)	Kaffernbüffel		
1977	(419)	Schneeziege	Idaho	
1979	(638)	Virginiawachtel	Illinois	teilweise Kompensation
1979	(95)	Kanadaluchs	Alberta	nicht kompensierte Sterblichkeit durch Fallenstellen. Fallenstcllen fand zwischen 1. November u. 28. Februar statt.
1981	(169)	Elch		teilweise Kompensation
1981	(147)	Amerik. Hirsche	Montana	
1981	(676)	Bärenrobbe	Pribilof-Inscln	nur für die Weibchen
1982	(796)	Felsengebirgshuhn	Vancouver-Island	
1982	(222)	Brandente	Schottland	
1983	(798)	Felsengebirgshuhn	Vancouver-Island	
1983	(267)	Elch	Alaska	
1983	(533)	Stockente	USA	nur für die Weibchen; geht von der Hypothese aus, dass die Schwelle überschritten ist. jenseits derer die Mortalität nicht mehr kompeniert wird.
1984	(330)	Stockente	England	teilweise Kompensation

Jahr	bibliographischer Verweis	Untersuchte Art	Ort	Kommentar
1985	(59)	Kragenhuhn	Minnesota	
1988	(205)	Fasan	Frankreich	die Zahl der Abschüsse beeinflusst die Zahl der fortpflanzungsbereiten Männchen 2-3 Jahre später

John L. Roseberry vom Institut zur Erforschung der Wildfauna in Carbondale, Illinois, meint, dass die Theorie, der zufolge ein vollständiger Ausgleich zwischen jagdbedingter und natürlicher Mortalität stattfindet, nicht glaubwürdig ist, denn sie setzt voraus, dass die natürliche Mortalität vollständig von der Populationsdichte abhängt, und das trifft nicht zu. Die Relation zwischen natürlicher und jagdbedingter Mortalität nach dieser Theorie wird in *Abbildung 1* durch die Kurve IV dargestellt. Andererseits ist auch die Annahme, dass die jagdbedingte Mortalität komplett zu der natürlichen Mortalität addiert werden müsste (Kurve I), nicht besonders stichhaltig, denn es besteht ja kein Zweifel, dass einige Tiere, die von den Jägern erlegt werden, ohnehin an natürlichen Ursachen gestorben wären. Die Kurve II stellt das korrekte Verhältnis zwischen natürlicher und jagdbedingter Mortalität unter der Voraussetzung dar, dass die Populationsdichte keine Rolle spielt, dass also die natürliche Mortalität nicht prozentual mit der Populationsdichte zunimmt.

Die Ergebnisse der Forschungen von Roseberry in Illinois über die Virginiawachtel, die sich über einen Zeitraum von 19 Jahren erstrecken, sind in der Kurve III wiedergegeben; sie ist der Kurve II sehr ähnlich und legt eine leichte Kompensation nahe. Das heißt, die natürliche Mortalität geht bei einer Bejagung leicht zurück, aber nicht in dem Maße, dass die Ausfälle durch die Jagd voll kompensiert würden (638).

Arthur T. Bergerud von der Biologischen Fakultät der Universität Victoria, Kanada, beweist anhand umfangreichen Zahlenmaterials, dass es bei Hühnervögeln keine, zumindest keine vollständige Kom-

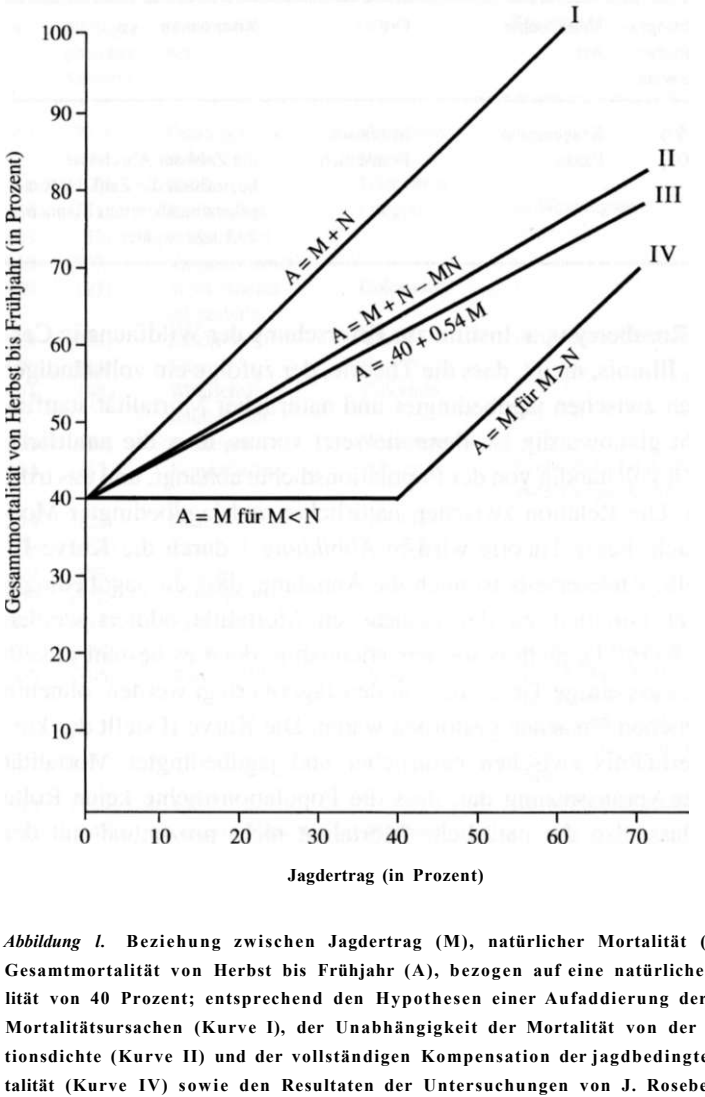


Abbildung 1. **Beziehung zwischen Jagdertrag (M), natürlicher Mortalität (N) und Gesamtmortalität von Herbst bis Frühjahr (A), bezogen auf eine natürliche Mortalität von 40 Prozent; entsprechend den Hypothesen einer Aufaddierung der beiden Mortalitätsursachen (Kurve I), der Unabhängigkeit der Mortalität von der Populationsdichte (Kurve II) und der vollständigen Kompensation der jagdbedingten Mortalität (Kurve IV) sowie den Resultaten der Untersuchungen von J. Roseberry zur Virginiawachtel in Illinois (Kurve III), die Anhaltspunkte für eine leichte Kompensation liefern (Roseberry) (638).**

pensation gibt. Vor allem vergleicht er die Daten vieler anderer Autoren über die Mortalität bei bejagten und nicht (oder nur in geringem Umfang) bejagten Populationen sowie die Untersuchungen in ein und derselben Population zu verschiedenen Zeiten, wenn sie bejagt und wenn sie nicht bejagt wurden. Die Ergebnisse finden sich in *Tabelle 3*. Sie zeigen, dass die Mortalität höher ist, wenn gejagt wird; gäbe es eine totale Kompensation, dann dürfte das nicht der Fall sein.

Tabelle 3. **Sterblichkeit in bejagten und nicht bejagten Populationen oder in Perioden der Jagd und in der Schonzeit innerhalb derselben Population (nach Bergerud) (59)**

Art	bibliographischer Verweis	Ort	Kommentar
Felsengebirgshuhn	(796,797,798)	Vancouver Island, Kanada	vermehrte Sterblichkeit der Weibchen bei starker Bejagung. Sterblichkeit der Männchen unverändert (die Männchen ziehen meist vor Beginn der Jagd weg)
Weißschwanzschneehuhn	(97,98)	Colorada	Sterblichkeit in zwei bejagten Popuopulationen doppelt so hoch wie in den nicht bejagten
Präriehuhn	(310)	Wisconsin	höhere Sterblichkeit während der Jagdsaison
Kragenhuhn	(302 bis, 302ter, 447 bis)	Minnesota	Sterblichkeit in den zwei bejagten Populationen höher als in den nicht bejagten
Schottisches Moorschneehuhn	(359, 361, 515, 515bis, 767bis)	Schottland, Irland	Sterblichkeit höher in der bejagten Population als in den zwei nicht bejagten

Bergerud hat darüber hinaus die Theorie vom jährlichen Überschuss überprüft, indem er die herbstlichen Populationen von 6 Hühnervogelarten in verschiedenen Gegenden der USA, Kanadas und Schottlands sowohl zur Größe derselben Populationen im darauffolgenden Frühjahr wie auch zur Höhe der jährlichen Mortalität in Beziehung setzte. Gemäß der Jahresüberschusstheorie müsste die Mortalität im Winter um so höher sein, je größer die Population im Herbst ist. Die Größe der Population im Frühjahr müsste - unabhängig von der Größe der

herbstlichen Population - mehr oder weniger konstant sein. Bergerud hat festgestellt, dass das Gegenteil zutrifft: Die Mortalitätsrate war mehr oder weniger konstant (in einem Fall war sie sogar kleiner bei größerer Populationsdichte), wohingegen die Populationsgröße im Frühjahr abhängig war von der jeweiligen Populationsgröße im Herbst. Das Ergebnis steht vollkommen im Gegensatz zur Theorie vom jährlichen Überschuss.

Bergerud ist der Überzeugung, dass die Resultate vieler Studien, die die Theorie eines Ausgleichs zwischen jagdbedingter und natürlicher Mortalität stützen, auf eine Neuverteilung der Vögel zurückzuführen sind. Wenn die Jagd besonders intensiv betrieben wird und viele Vögel erlegt werden, dann ziehen auch mehr Vögel aus den anrainenden Gebieten, in denen die Jagd weniger intensiv ist, in die Zonen mit einer dünneren Population und folglich auch mit einer geringeren Konkurrenz. Wer im Frühjahr eine Zählung vornimmt, wird also keine besonders ausgedünnte Population vorfinden und daher zu der Annahme gelangen, die Mortalität durch die Jagd sei durch eine niedrigere Mortalität aus natürlichen Ursachen ausgeglichen worden (59).

Kritik an der Theorie des jährlichen Überschusses übten auch David S. Favre, Juraprofessor mit dem Spezialgebiet Wildtiere am Detroit College of Law, und die Forscherin Gretchen Olsen (226). Sie machten darauf aufmerksam, dass die hohe Zahl der Nachkommen bei einigen Arten mit Sicherheit das Überleben der Art auch auf lange Sicht gewährleisten soll. Niemand kann sagen, ob die Jagd tatsächlich die Exemplare zur Strecke bringt, die im Winter gestorben wären, oder ob es die sind, die überlebt hätten. Und in letzterem Fall würde die Jagd eine andere Selektion betreiben als die Natur und mithin langfristig den genetischen Pool der Art verändern. Die Tiere, die im Winter verenden, sind eine Nahrungsressource für andere Arten, während der Jäger das zur Strecke gebrachte Tier dem natürlichen Kreislauf entzieht. Auf diese Weise wird möglicherweise die Zahl der Exemplare, die genau das zum Überleben brauchen, reduziert.

Die Theorie vom jährlichen Surplus bei den polygamen Arten wurde von William C. Gasaway und anderen kritisiert, die besonders die Elche in Alaska beobachtet haben. Es ist richtig, dass jeweils ein Elch-

bulle für 5-10 Weibchen genügt, um den Fortpflanzungserfolg der Art sicherzustellen; es ist aber auch richtig, dass die »überzähligen« männlichen Einzelgänger eine Beute für die Wölfe sind. Auf diese Weise tragen die durch die Wölfe erbeuteten Männchen auch dazu bei, die Verluste unter den weiblichen Elchen und Jungtieren zu reduzieren. Wenn wir also eine größere Zahl von männlichen Exemplaren zum Abschuss freigeben, dann werden die Wölfe eine größere Zahl von weiblichen Exemplaren und Jungtieren reißen, und das wiederum wird den Fortpflanzungserfolg der Art schmälern (267).

Auch Rudolf Berndt und Wolfgang Winkel haben diese Theorie kritisiert, soweit sie auf die Hühnervogeljagd im Frühjahr bezogen wird. Nach den Autoren ist die zahlenmäßige Relation der Geschlechter, wie sie sich im Laufe der Evolution herausgebildet hat, optimal. Ihre Veränderung durch den Menschen ist ein schädlicher Eingriff in die Ökologie der bejagten Population (62).

Das Umkehrprinzip schließlich wurde von Bergerud einer kritischen Würdigung unterzogen. Er hat einen Bezug zwischen der jährlichen Mortalität und der Gelegegröße herzustellen versucht, und zu diesem Zweck 25 Populationen von 9 Hühnervogelarten in den USA, Kanada und Schottland untersucht. Bei der Mehrzahl dieser Populationen besteht eine derartige Korrelation, und zwar in dem Sinne, dass die Gelege bei den Populationen mit einer höheren Mortalität größer sind. Dennoch ergab sich bei den 3 stark bejagten Populationen des Schottischen Moorschneehuhns, Felsengebirgshuhns und Tannenhuhns eine höhere Mortalität, als man es von der Gelegegröße her erwartet hätte. Die Differenz war der jagdbedingten Mortalität geschuldet, die sich hier wieder einmal der natürlichen Mortalität aufaddiert und sie nicht kompensiert (59).

Wir können also daraus den Schluss ziehen, dass die Theorien, die von einer vollständigen Kompensation der jagdbedingten Mortalität ausgehen - auch ein halbes Jahrhundert, nachdem sie zum ersten Mal formuliert wurden -, noch keineswegs bewiesen sind. Im Gegenteil, in den letzten Jahren haben die begründeten Zweifel zugenommen.

Die Theorie der Sigmakurve

Epitaph für den fortgesetzten Ertrag

Ich sehe keinerlei Sinn in dem Terminus »exzessive Jagd«, denn jede Jagd reduziert die Populationen.
Arthur T. Bergerud (59)

Carrying capacity: **Selten wurde ein Begriff im Umfeld des Ressourcenmanagements derart oft gebraucht, um dann Verwirrung zu stiften ... Die vergangene Dekade hat einen Paradigmcnwechsel erlebt, aber zumeist nur in wenig verbreiteten Publikationen. Und daher haben sie nur wenig Einfluss auf das tatsächliche Management der Wildfauna gehabt.**
John Macnah (470)

Eine der entscheidenden Theorien, auf denen die Ausbeutung der Wildtiere zum Zwecke der Jagd gründet, ist die Theorie von der sigmaförmigen Kurve. Zuerst wurde sie für den Fischfang formuliert, dann aber, seit 1960 etwa, auch auf die Jagd angewendet (395,712,757). Um sie verstehen zu können, müssen wir uns zunächst mit einigen Aspekten der Ökologie von Wildtierpopulationen befassen.

Wenn einige wenige Exemplare einer Art ein freies Territorium besetzen, in dem für sie günstige Bedingungen herrschen, dann vermehren sie sich konstant. Nehmen wir z.B. an, die ursprünglichen Kolonisatoren seien 4; nach einem bestimmten Zeitraum, einem Jahr vielleicht, werden sie sich verdoppelt haben, das heißt, es werden 8 Exemplare sein. Nach einem weiteren Jahr werden sie sich wiederum verdoppelt haben, es werden dann 16 sein, und noch ein Jahr später 32. Man sieht, dass die Zuwachsrate, also das Verhältnis der Nachkommen zu den Elterntieren konstant bleibt (in unserem Beispiel verdoppelt sich die Zahl jedes Jahr), die Zahl der Neugeborenen insgesamt wird aber von Jahr zu Jahr größer (in unserem Beispiel um

den Faktor 2). Diese Beziehung kann man graphisch anhand einer Exponentialkurve darstellen, nämlich durch die gestrichelte Kurve in *Abbildung 2,* deren Steigung ständig zunimmt. Solche Bedingungen können im Experiment erreicht werden, wenn man den Tieren unbeschränkte Ressourcen zur Verfügung stellen würde. In der Natur dagegen gibt es solche Verhältnisse nur in vollkommen außergewöhnlichen Situationen (wenn z. B. eine Insel von einer Tierart erobert wird, die dort keine Feinde hat). Aber auch in diesem Fall beginnen mit dem Wachstum der Population alsbald die von der Populationsdichte abhängigen Faktoren zu wirken (d.h. die Faktoren, die um so entscheidender werden, je mehr Exemplare einer Tierart sich in einem bestimmten Territorium befinden), die das Wachstum der Population begrenzen. Solche Faktoren können sein: die Nahrung, die für eine kleine Population im Überfluss vorhanden war, reicht für eine größere nicht; die Vegetation wird zu knapp, um allen Tieren Schutz vor Räubern (Predatoren) zu geben, wodurch sie die Aufmerksamkeit der Raubtiere auf sich ziehen und einige von diesen sich auf diese Tierart spezialisieren werden; der Raum wird zu knapp, und bei den standortgebundenen Tieren können nicht mehr alle ein eigenes Territorium behaupten. Die Zunahme der Predatoren erhöht die Mortalität der Beutetiere. Der fehlende Raum bewirkt, dass nicht alle Tiere Nester und Höhlen bauen und sich fortpflanzen können; sinkende Geburtenraten sind die Folge. Der Nahrungsmangel bewirkt eine Erhöhung der Mortalität, meistens aber ist er die Ursache für geringere Geburtenraten. Man hat bei Vögeln bzw. Säugetieren nachgewiesen, dass unterernährte Tiere weniger Eier pro Gelege legen bzw. weniger Junge werfen. Außerdem verlängern sich die Zyklen zwischen den Gelegen bzw. Würfen, die Geschlechtsreife tritt später ein, es kommt häufiger zu Fehlgeburten oder nicht ausgetragenen Trachten, und der Erfolg bei der Aufzucht der Nachkommen ist geringer.

Abnahme der Geburtenrate und Zunahme der Mortalität haben zur Folge, dass der Populationszuwachs sich von einem bestimmten Punkt an verlangsamt. Die Kurve, die diese Bewegung darstellt, steigt zunächst steil an, um dann an einem Punkt (wenn der Zuwachs am größten ist) abzuflachen und tendentiell in der Waagerechten auszulaufen.

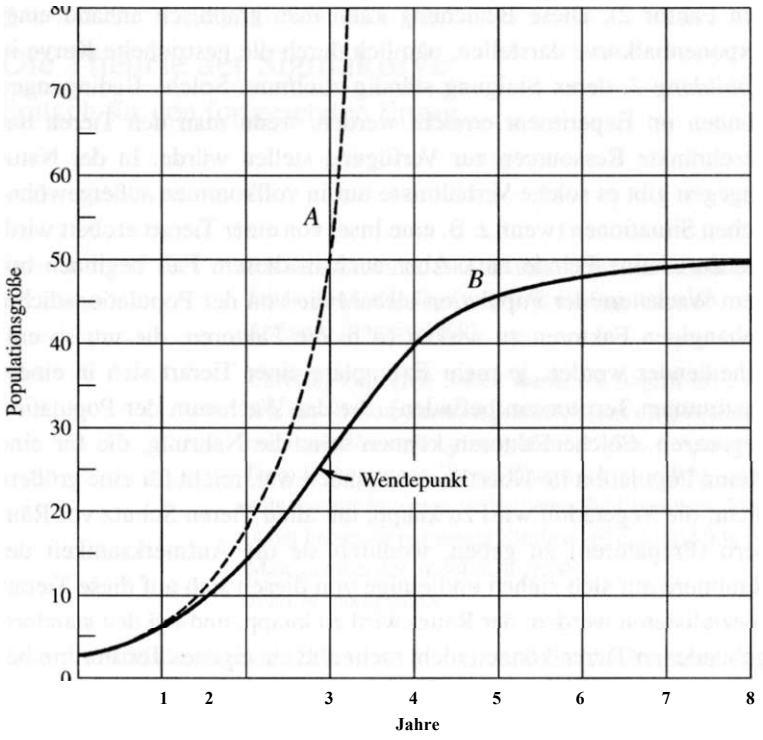


Abbildung 2. **Populationszuwachs im Lauf der Zeit. Die gestrichelte Kurve (A) zeigt den Zuwachs unter der Voraussetzung unbegrenzter Ressourcen. Die durchgehende Kurve (B) stellt den Fall begrenzter Ressource dar (sigmaförmige Kurve). In diesem Fall erreicht die Geschwindigkeit beim Populationswachstum das Maximum am Flexions- oder Wendepunkt und nimmt dann graduell ab, bis sie schließlich 0 erreicht (der waagerechte Abschnitt am rechten Rand dieser Kurve). Die Größe der Population in diesem Abschnitt entspricht nach C. Clark der *carrying capacity.***

Diese Kurve hat ungefähr die Form eines S (daher die Bezeichnung »sigmaförmige Kurve«); in *Abbildung 2* ist sie durch die durchgezogene Linie (B) dargestellt.

Der waagerechte Abschnitt der Sigmakurve bezeichnet die Durchschnittsgröße einer Population, die einen stabilen Gleichgewichtszustand mit der Umwelt erreicht hat. Sind die Umweltbedingungen instabil, kann die Populationsgröße ober- bzw. unterhalb der Waage-

rechten fluktuieren (*Abbildung 3).* Nehmen wir der Einfachheit halber an, es gäbe keine Fluktuationen und die Populationsgröße wäre konstant. Dann müsste die Geburtenrate die Mortalitätsrate genau ausgleichen. Die Größe der Population unter diesen Bedingungen wird in der Fachliteratur auch *carrying capacity* (Fähigkeit zum Bestandserhalt) genannt. Wird bei diesem Gleichgewichtszustand, in welchem die Mortalität durch die Geburtenrate ausgeglichen wird, eine Population durch Bejagung dezimiert, dann würde die Mortalität die Geburten überwiegen. An diesem Punkt werden jene Faktoren, die mit der Populationsdichte zusammenhängen, an Bedeutung verlieren, sodass die Geburtenrate zunehmen und die natürliche Mortalität abnehmen wird. Sind die Ausfälle durch die Jagd nicht zu groß, dann wird die

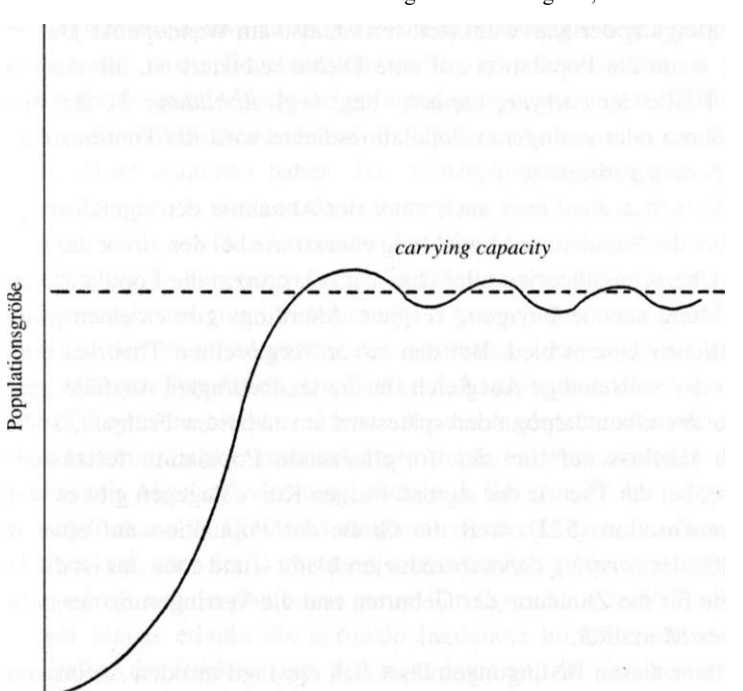


Abbildung 3. **Oft ist es so, dass eine Population niemals einen absolut konstanten Wert erreicht, sondern immer mehr oder weniger ausgeprägt um die *carrying capacity* fluktuiert (nach S. J. Holt und L. M. Talbot) (339).**

Population ein neues Gleichgewicht unterhalb der *carrying capacity* erlangen, in dem sich Geburten und Todesfälle ausgleichen, wobei letztere die Summe der natürlichen und der jagdbedingten Ausfälle sind. Die Steigung der Kurve im Bereich der neuen Populationsdichte entspricht einem »scheinbaren« Wachstum des Bestandes, d. h. einem Geburtenüberschuss. Dieser Überschuss wird jedoch durch die Jagd wieder wettgemacht, sodass in Wirklichkeit die Population nicht wächst, denn insgesamt gleicht die Geburtenrate die Gesamtzahl der Todesfälle nur aus.

Entsprechend der sigmaförmigen Kurve ergibt sich der so genannte *größtmögliche Jagdertrag* oder MSY (»maximum sustained yield«), d. h. die maximale und auf lange Zeit mögliche Abschussquote, wenn die Steigung der Kurve am steilsten ist, also am Wendepunkt. Das tritt ein, wenn die Population auf eine Dichte reduziert ist, die etwa bei der Hälfte der *carrying capacity* liegt (vgl. *Abbildung 2).* Bei einer größeren oder geringeren Populationsdichte wird der kontinuierliche Jagdertrag geringer sein.

Wir sehen also, dass auch unter der Annahme der sigmaförmigen Kurve der Populationsentwicklung ebenso wie bei den zuvor dargelegten Überschusstheorien oder dem Umkehrprinzip die Populationsentwicklung auf die Bejagung reagiert. Allerdings gibt es einen grundsätzlichen Unterschied. Bei den zuvor vorgestellten Theorien ergibt sich der vollständige Ausgleich für die jagdbedingten Ausfälle innerhalb desselben Jahres oder spätestens im nächsten Frühjahr, sodass kein Einfluss auf die sich fortpflanzende Population festzustellen wäre; bei der Theorie der sigmaförmigen Kurve dagegen gibt es keine Kompensation (522), weil die Größe der Population auf etwa die Hälfte der *carrying capacity* reduziert bleibt - und eben das ist die Ursache für die Zunahme der Geburten und die Verringerung der natürlichen Mortalität.

Unter diesen Bedingungen lässt sich die Jagd mit den Anforderungen einer korrekten Arterhaltung nicht vereinbaren. Arterhaltung ist nicht nur ein qualitatives Konzept; es reicht nicht, die Ausrottung zu verhindern, man muss auch dafür sorgen, dass die Größe der Bestände mehr oder weniger das Niveau hat wie in der unbeeinflussten Natur

(d. h. in der Nähe der *carrying capacity).* In diesem Sinne legt die EG-Richtlinie vom 2. April 1979 zum Erhalt der Wildvögel in den Vorbemerkungen fest, dass die Jagd im Einklang mit dem Erhalt der Populationen auf einem ausreichenden Niveau stehen müsse und dass einige Jagdtechniken verboten werden müssen, weil sie einen zu großen Druck auf die Bestände der betroffenen Arten ausüben oder ausüben können.

In diesem Licht erweist sich die oft aufgestellte Behauptung als falsch, wonach die Jagd im Wesentlichen die Eliminierung einer Überzahl sei, aber den Grundbestand intakt ließe, während letzterer doch in Wirklichkeit auf die Hälfte reduziert ist.

Inzwischen hat sich das Konzept einer *optimalen Jagdquote* oder OY (»Optimum yield«) anstelle einer maximal möglichen Jagdqoute durchgesetzt. In der Tat nimmt das ökologische Bewusstsein zu, und es gibt immer mehr »Birdwatchers« und andere, die gegen die Dezimierung der Wildtierbestände auf die Hälfte sind, nur damit die Jäger höhere Abschussquoten haben. Das Konzept einer optimalen Jagdquote unterscheidet sich von dem einer maximalen durch die Tatsache, dass hier nicht nur die Interessen der Jäger berücksichtigt werden, sondern auch ökonomische, soziale und ökologische (633). Es handelt sich demnach um einen Kompromiss zwischen den Interessen der Jäger und den Notwendigkeiten des Arterhalts, wenn es darum geht, die gewünschte Population einer Tierart zu bestimmen (sie soll wie bei der MSY erhalten bleiben, indem man die Jagdquoten dementsprechend festsetzt), wobei man auf einen mittleren Wert zwischen dem im steilsten Abschnitt der sigmaförmigen Kurve und der *carrying capacity* hinaus will. Die Abschussquoten werden in diesem Fall etwas niedriger sein, aber der Tierbestand wird erheblich größer sein (jedoch nicht so groß, wie dies bei einem generellen Jagdverbot der Fall wäre). Darüber hinaus erlaubt die optimale Jagdquote im Unterschied zur maximalen, die Risiken zum Teil zu reduzieren, die sich aus ungenauen Zählungen und unvorhersehbaren Populationsschwankungen (von denen später die Rede sein wird) ergeben könnten.

Einige Forscher haben versucht, die Existenz der sigmaförmigen Kurve zu beweisen und die Größe des maximalen Jagdertrags (MSY)

Neuzeitliche Jagdtechnik

Wo sind die Grenzen neuzeitlicher Jagdtechnik, wo gibt es auf Grund neuartiger technischer Möglichkeiten jagdethische Vorbehalte? Während z. B. immer noch an Fallen vehement festgehalten wird, deren technischer Stand auf Steinzeitniveau beruht und deren Tierschutzgerechtheit mehr als umstritten ist, üben Jagdverbände und viele Jäger kaum Kritik an neuzeitlicher Jagdtechnik. (…)

Funk- Vibra tionsmelder

Neuerdings können sich Jäger auf den Kanzeln ruhig dem Schlaf hingeben. Der Funk-Vibrationsmelder, auch Kanzel- oder Sauenwecker genannt, wacht und zeigt auf maximal 150 m heranwechselndes Wild an.

Maschinengewehrähnliche Jagdwaffen gefragt!

Viele Jäger sehen die Feuerkraft als wichtigstes Kriterium einer Drückjagdbüchse an, so in dem Vorwort zu dem Beitrag »Welche Waffe schießt am schnellsten?« in »Wild und Hund«, Heft 21/1998. Solche Jäger wollen nämlich auf den Treib- oder Drückjagden, ohne das Gewehr absetzen zu müssen, mehrere Stücke Wild aus einem Rudel totschießen und klotzen, statt kleckern. Schon mit nach dem Waffengesetz zulässigen »Vollerntern« (…) feuert man in 2,9 Sekunden 4 Kugeln ab!

Flutlichthelle Schießplätze durch künstlichen Mond

Um auch dann Wild nachts schießen zu können, wenn kein Mondlicht scheint oder der Himmel wolkenbedeckt ist, bieten sich künstliche Lichtquellen an. Mit solchen flutlichtbeleuchteten Kirr- und Schießplätzen wird die Nacht zum Tage und schwarze Schattenumrisse zu treffsicheren Zielobjekten.

Speziallock- und Trophäenfutter für Wildtiere

Zunehmend wird Spezial-Lockfutter mit »Geschmacksradar« für Schwarzwild und Raubwild sowie Spezialfutter »für einzigartige Trophäen« angeboten. Daneben wird Wildmüsli (auf den Energie- und Umsatzbedarf vor allem der trophäentragenden Wildtiere abgestimmtes Futter) und Lock- oder Kirr-Kroketten vertrieben. Die Kirr-Kroketten sind nach dem sogenannten Extruderverfahren unter Zugabe von Dampf bei rund 120 Grad aus Fisch, Fleisch, Getreide, Aminosäuren sowie pflanzlichen und tierischen Ölen hergestellt.

Helikopter-Hunting in Deutschland

Im Rahmen der Schweinepestbekämpfung fanden im Januar 2000 in Nordvorpommern mit über 400 Jägern die größten Sau-Drückjagden in Deutschland statt. Eigens von einem Polizeihubschrauber aus wurden die Aufenthaltsorte der Sauen festgestellt und die Treiber per Funk dirigiert; gejagt wurde von dem Hubschrauber aus nicht. Die erwartete große Strecke blieb aus. (http://home.t-online.de/home/tsh.wittlich)

für einzelne Tierarten zu bestimmen. J.T. Tanner hat 71 verschiedene Wirbeltierarten untersucht und eine signifikante Beschleunigung des Populationszuwachses bei Beständen unterhalb der Schwelle der *carrying capacity* bei 47 Arten festgestellt, so wie es den Annahmen auch entspricht. Bei 15 weiteren Arten gab es diesen Zuwachs zwar auch, aber nicht so signifikant (712). Roseberry hat die sigmaförmige Kurve bei der Virginiawachtel verifiziert und herausgefunden, dass der maximale Jagdertrag (MSY) 55 Prozent der Gesamtpopulation entsprechen würde. Diese Abschussquoten verursachten eine Dezimierung der Population im Herbst um 28 Prozent und, wenn man sie auf die Population des darauffolgenden Frühjahrs bezieht, um 53 Prozent (638). Roseberry empfiehlt jedoch, es bei der optimalen Abschussquote (OY) zu belassen, die nur 40-45 Prozent ausmacht, um die Populationen im Frühjahr nicht zu sehr zu dezimieren, denn das würde die »Birdwatchers« auf den Plan rufen. Tatsächlich sind die 40-45 Prozent der optimalen Jagdausbeute auch nur geringfügig weniger als die maximal möglichen 55 Prozent.

In *Tabelle 4* werden die verschiedenen Verifikationen der Annahme einer sigmaförmigen Kurve wie auch die Werte der maximal möglichen und der optimalen Abschussquoten (MSY und OY) dargestellt.

Problematisch für die Anwendung der sigmaförmigen Kurve ist die Tatsache, dass die Größe natürlicher Wildtierbestände oftmals spontanen Schwankungen unterliegt, deren Ursachen nicht bekannt und nicht vorhersehbar sind. Im National Bison Range in Montana gab es einen Plan, der einen Winterbestand von 200-250 Maultierhirschen vorsah. Jeweils im September und Oktober eines jeden Jahres wurden die Tiere gezählt, um die Zahl der bis einschließlich Dezember zum Abschuss freigegebenen Tiere festzulegen. So wurden in den ersten Jahren nach i960 jedes Jahr etwa 30-35 Prozent, und von 1966-1971 etwa 24 Prozent des Gesamtbestandes abgeschossen. Die Zählung von 1972 ergab, dass nicht ein Tier zum Abschuss freigegeben werden konnte. Bis 1976 wuchs der Bestand nicht mehr über den angenommenen Mindestbestand hinaus. Ein ähnlicher Rückgang der Bestände wurde auch für den Weißwedelhirsch und den Wapitihirsch beobachtet; auch die Bestände dieser Arten nahmen ab 1976 wieder zu. Trotz aller Kenntnisse,

Tabelle 4. **Studien über die Validität der sigmaförmigen Kurve und die vorgeschlagenen Werte des größtmöglichen kontinuierlichen Jagdertrags (MSY)**

Jahr	bibliogr. Verweis	untersuchte Art	Ort	MSY	Bemerkungen
1964	(423)	Kohlmeise			Bestätigung der Theorie
1965	(758)	Fasan			Bestätigung der Theorie
1966	(712)	71 Wirbeltierarten			Bestätigung der Theorie bei 47 Arten; bei 15 anderen insignifikante Bezüge zur Theorie
1972	(288)	Saiga	UdSSR	33%	
1975	(331)	Maultierhirsch	Oregon	31%	entspricht der Erhaltung einer Population von 29 Hirschen pro qkm im Herbst
1979	(638)	Virginiawachtel	Illinois	55%	OY 40-45%
1979	(768)	Truthahn	Virginia		eine Population verträgt anscheinend den Abschuss von 20%, eine andere geht auch bei sehr limitierten Abschussquoten zurück
1979	(495)	Maultierhirsch	Colorado	13% der weibl. Tiere	
1981	(676)	Bärenrobbe	Pribilof-Inseln		die Theorie fand keine Bestätigung
1981	(441)	Sattelrobbe	Nordwestatlantik		MSY entspricht einer Population von 800 (XX) Exemplaren
1981	(183)	Weddellrobbe	McMurdo, Antarktis	1,7%	
1984	(221)	Weißwedelhirsch	Ontario	10-13% der weibl. Tiere	

die die Leute vom National Bison Range hatten, konnte niemand die Ursachen für diesen zeitweiligen Rückgang der Population herausfinden. Solche spontanen Schwankungen können gefährlich werden, denn in vielen Gegenden der USA werden die Abschussquoten 6 Monate im Voraus oder noch frühzeitiger festgelegt. Plötzliche Schwankungen der Populationsdichte können dann nicht mehr berücksichtigt werden (147).

In *Abbildung 4* ist die Beziehung zwischen der Größe einer Population und ihrer Wachstumsgeschwindigkeit dargestellt. Die glockenförmige Kurve zeigt, wie die Zuwächse sich bei unterschiedlicher Bestandsgröße verändern. Der höchste Punkt der Kurve entspricht dem Wendepunkt in der sigmaförmigen Kurve. Bezogen auf diesen Punkt können wir auf der Skala des Zuwachses den MSY ablesen. Die horizontale Linie, die die Kurve zweimal schneidet, wäre die optimale Jagdquote (OY). J. R. Beddington hat nachgewiesen, dass von den beiden Schnitt-

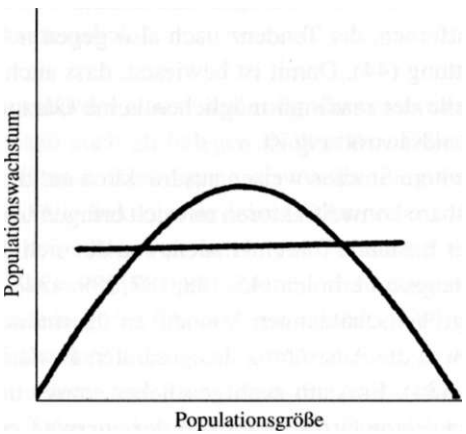


Abbildung 4. **Die Parabel zeigt die Wachstumsveränderungen einer Population (Zahl der hinzukommenden Exemplare) bei Veränderung seiner Ausgangsgröße: Bei zunehmender Populationsgröße beschleunigt sich das Wachstum zunächst bis zu einem Maximalwert und geht dann wieder gegen 0, bis die *carrying capacity* erreicht ist. Die gerade Linie stellt eine gleichbleibende Abschussquote bei jedweder Populationsgröße dar. Ihre beiden Schnittpunkte mit der Parabel sind die zwei Punkte des Gleichgewichts. Der rechte bezeichnet ein stabiles Gleichgewicht, der linke ein instabiles. Das bedeutet, dass bei jeder beliebigen Populationsgröße das Populationswachstum zwischen den beiden Punkten größer sein wird als der Jagdertrag. Diese Differenz wird die Population vergrößern, bis sie schließlich den rechten Schnittpunkt erreicht. Entwickelt sich die Population dagegen aufgrund einer spontanen Schwankung nach links, dann werden die jagdbedingten Ausfälle den Populationszuwachs übersteigen, und die Population wird fortlaufend abnehmen, möglicherweise verschwinden. Hierin ist die Gefahr zu sehen, die sich aus der Theorie von der sigmaförmigen Kurve ergibt, wenn die Populationsgröße nicht kontinuierlich überprüft wird, die Abschussquoten nicht an eventuelle Fluktuationen angepasst werden und die Jagd nötigenfalls auch völlig ausgesetzt wird (nach J. R. Beddington) (44).**

punkten der rechte stabil ist, der linke hingegen instabil. Mit anderen Worten, wenn sich die Größe eines Tierbestandes irgendwo zwischen den Werten befindet, die den beiden Schnittpunkten entsprechen, dann wird ihr Wachstum immer dazu tendieren, sich auf den rechten Schnittpunkt zu und vom linken weg zu bewegen. Sollte eine Population jedoch aufgrund einer spontanen Schwankung unter den Wert sinken, der dem linken Schnittpunkt entspricht (in *Abbildung 4* heißt das auf einen Wert links vom linken Schnittpunkt), dann wird der Bestand sich tendenziell noch mehr reduzieren und sich immer weiter vom linken Schnittpunkt entfernen, der Tendenz nach also gegen null gehen. Das wäre die Ausrottung (44). Damit ist bewiesen, dass auch die optimale Jagdquote anstelle der maximal möglichen keine Garantie gegen das Risiko der Bestandsausrottung ist.

Zahlreiche weitere Studien weisen ausdrücklich auf die Risiken hin, die unvorhersehbare Umweltfaktoren mit sich bringen und die zu einer Dezimierung der Bestände führen können, von der sich die jeweiligen Arten nur sehr langsam erholen (45, 138, 187,339,434). Auch fehlerhafte Bestandsgrößenschätzungen können zu überhöhten Abschussquoten führen, was die Ausrottung des gesamten Bestandes bedeuten kann (138,339,434). Es kann auch geschehen, dass eine Population durch die Jagd auf eine Größe unterhalb der *carrying capacity* reduziert und durch Raubtiere noch weiter dezimiert wird, sodass sie schließlich ein Gleichgewicht auf einem wesentlich niedrigeren Niveau erreicht, von dem aus sie nur noch sehr langsam wieder zunimmt (677,762). Manchmal wird die ökologische Nische einer stark bejagten Art von einer anderen eingenommen, und auf diese Weise wird die *carrying capacity* der bejagten Art unwiederbringlich verringert (201).

1975 trafen sich 25 amerikanische und zwei kanadische Wissenschaftler sowie einer von der Welternährungsorganisation (FAO) im Airlie House, Virginia, zu einem Workshop zum Thema lebende Ressourcen und ihre Bestandswahrung. In ihrer Dokumentation betonen sie, dass das Konzept, dem zufolge man dauerhaft einen Maximalertrag von einer auf die Hälfte ihrer *carrying capacity* reduzierten Population erhalten könne, sich auf Hypothesen gründe. Die wichtigsten sind:

- der Bestand lebt mehr oder weniger isoliert;
- er hatte vor Ausbeutungsbeginn ein Gleichgewicht auf dem Niveau der *carrying capacity* erreicht;
- während der Zeit der Ausbeutung ergeben sich keine wesentlichen Veränderungen in der *carrying capacity;*
- die Reaktionen des Bestandes auf die Ausbeutung sind hinsichtlich Fortpflanzung, Zuwachs und/oder Mortalität derart, dass sie keine großen Populationsschwankungen verursachen;
- und schließlich: die Dezimierung des Bestandes zu Beginn der Ausbeutung ist reversibel.

Die 28 Wissenschaftler waren sich einig, dass es extrem schwierig sei, diese Hypothesen auch zu belegen. Neben den Fällen, in denen sich ein Tierbestand nach Beendigung der Ausbeutung vollständig erholt hat, sind auch Fälle bekannt, in denen es keinerlei Erholung gegeben hat, wie z.B. beim Blauwal. In einigen Fällen hat die Dezimierung einer Art zur Vermehrung einer anderen, nicht ausgebeuteten Art und zu einer Veränderung des Ökosystems geführt (wie im Fall der Sardinen und Sardellen in Kalifornien). Die Ausbeutung von Tierbeständen verändert auch deren Struktur durch die prozentuale Zunahme des Anteils junger Tiere, und zwar auch dann, wenn die Ausbeutung nicht selektiv geschieht oder wenn es eine Selektion von älteren Exemplaren gibt. Da die älteren Tiere sich oft in höherem Maße fortpflanzen als die jüngeren, folgt daraus eine verminderte Fortpflanzungsrate der Population.

Die Wissenschaftler haben ferner unterstrichen, dass die soziale Organisation der bejagten Tierarten ein Aspekt ist, dem zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt wird. Bei einigen Tierarten gibt es eine Form der Dominanz, die zu einer Vorherrschaft eines oder einiger weniger männlicher Exemplare führt; allein diese sorgen für die Fortpflanzung. Wird dieser Mechanismus gestört oder zerstört, dann kann das zu einer Minderung der Reproduktionsrate führen. Außerdem kann der Verlust von Exemplaren, die erfahren sind bei der Nahrungssuche und bei der Migration, negative Auswirkungen für die Überlebenschancen der ganzen Gruppe haben.

Aus ökologischer Sicht betonen die Wissenschaftler schließlich, dass das Konzept des maximalen Jagdertrags lediglich die Ausbeutung der bejagten Arten im Auge hat, es aber unterlässt, auf die Spezies einwirkende Faktoren zu untersuchen, als da sind: Konkurrenz, Raubtiere und Parasiten, Symbiosen und Wirtstierverhältnisse und nicht zuletzt Faktoren wie Klima, Umweltverschmutzung und andere Einflüsse des Menschen, die zu einer Veränderung der *carrying capacity* beitragen können (339).

Auch Kenneth R. Dixon und Michael C. Swift vom Zentrum zur Erforschung der Umwelt und der Flussmündungen sind der Ansicht, die sigmaförmige Kurve sei nur dann eine korrekte Abbildung tatsächlicher Vorgänge, wenn eine ganze Reihe von Bedingungen zutrifft: eine Population im Gleichgewicht, gleichbleibende Umweltbedingungen, gleichbleibende Intensität der Jagd, unverzügliche Reaktionen der Wachstumskurve auf veränderte Populationsdichte und keine Abhängigkeit des Wachstums von der altersmäßigen Zusammensetzung. Diese Bedingungen treffen aber nur sehr selten zu, und so gibt es Fluktuationen in der Größe einer Population und folglich auch eine Verminderung des maximal möglichen Jagdertrags. Darüber hinaus weisen einige Populationen unregelmäßige Wachstumsschübe auf, sodass sie, wenn sich einmal eine Dezimierung des Bestandes ergeben hat, nicht mehr wachsen (oder nur sehr langsam), selbst dann nicht, wenn die Jagd eingestellt wurde. Es kann sogar zu einem unumkehrbaren Rückgang kommen (187).

P. A. Larkin vom Institut für die Ökologie der Wildtiere der Universität von British Columbia kommt nach einer ausführlichen Studie über das Thema zu dem Schluss, das Konzept des maximalen Jagdertrags (MSY) habe sich überlebt und es sei an der Zeit, sich davon zu verabschieden, wolle man die Risiken eines katastrophalen Niedergangs und einer enormen Reduktion der genetischen Vielfalt mindern. Man solle endlich die Interdependenzen zwischen den verschiedenen Arten einer Gemeinschaft mit einbeziehen. Selbst die optimale Nutzung (OY) stelle keinen guten Ersatz dar, denn ihre Definition sei extrem vage und subjektiv. Larkin schlägt vor, das MSY-Konzept mit folgender Grabschrift zu beerdigen:

M.S.Y.
1930s-1970s
Her lies the concept, MSY.
It advocated yields to high,
And didn't spell out how to slice the pie.
We bury it with the best of wishes,
Especially on behalf of fishes.
We don't know yet what takes its place,
But hope it's as good for the human race (434).

(MSY; geboren in den 1930er Jahren, gestorben in den 1970er Jahren. Hier ruht der Begriff MSY. Er empfahl eine zu große Ausbeutung der Tierwelt, aber er erklärte nicht, wie der Kuchen zu teilen ist. Wir tragen ihn zu Grabe mit den besten Wünschen, besonders im Interesse der Fische. Noch wissen wir nicht, was an seine Stelle tritt. Möge es ebenso gut für das Menschengeschlecht sein.)

Aus den Tatsachen und den Meinungen, die wir hier betrachtet haben, ergibt sich, dass die Theorie von der sigmaförmigen Kurve auf Annahmen beruht, die nur in Ausnahmefällen zutreffen, und daher gewaltige Risiken hinsichtlich einer Dezimierung der Bestände mit sich bringt, die zum Teil irreversibel sind. Das kann bis zur Ausrottung jener Bestände gehen, auf die sie angewendet wird, und zwar sowohl in dem Fall, dass man die Quoten nach dem maximalen Ertrag (MSY) festlegt, als auch bei Festlegung nach der optimalen Quote (OY). Selbst wenn man diese Risiken einmal außer Betracht lässt, so wird doch durch die Anwendung dieser Theorie den Populationen ein bleibender quantitativer Schaden zugefügt, indem sie sozusagen programmatisch die Dezimierung des Bestandes auf die Hälfte des natürlichen vorsieht.

Beschließen wir dieses Kapitel mit den Worten von John Macnab (ein Pseudonym, hinter dem sich eine Gruppe von vier Tierforschern aus Kanada, den USA, Südafrika und Australien verbirgt): Die wissenschaftliche Erforschung der Wildtiere ist noch weit davon entfernt, eine solide und nachvollziehbare Theorie für den fortgesetzten Abschuss auf dem Land lebender Säugetiere liefern zu können (470).

3
Die Beutetheorie und die Jagd als »Selektion«
Fungiert der Jäger als Hyäne?

Die Theorie, die wir nun erörtern wollen, hat ein sehr viel eingeschränkteres Anwendungsfeld als die beiden vorherigen Theorien. In der Regel bezieht sie sich auf Huftiere und Hasenartige. Nach dieser Theorie wird die Populationsgröße einer Tierart durch die auf sie spezialisierten Raubtiere bestimmt. Letztere aber sind vielerorts durch den Menschen aufgrund der Jagd oder zum Schutz der Haustiere ausgerottet oder doch stark dezimiert worden. In Europa sind z.B. Wolf, Luchs und Braunbär praktisch überall ausgerottet, und der Adler ist sehr stark dezimiert.

Die Bestände an Huftieren und Hasenartigen würden also, da sie nicht mehr durch Raubtiere reguliert werden, so stark wachsen, dass sie schließlich sämtliche verfügbaren Nahrungsressourcen verbrau-

WWF-Warnung: Bären weltweit bedroht

Dem 1999 vorgelegten Statusbericht des World Wide Found for Natur (WWF) zufolge sind Bären in aller Welt zunehmend bedroht. (…) In Europa bereitet vor allem die Nähe von Tier und Mensch dem Bären Probleme. Spaniens und Griechenlands Braunbären haben keine guten Aussichten, wenn nicht Programme zum Schutz der Tiere umgesetzt werden. Noch deutlicher sehen die wenigen etwa 20 geschätzten Exemplare der französischen Braunbären ihrem Untergang entgegen, wenn nicht sofort drastische Maßnahmen zu ihrem Schutz unternommen werden, appelliert der WWF. (…)
Der Bericht hebt hervor, dass es für einige Bärenarten auch gute Nachrichten gibt: in Österreich beispielsweise wuchs mit Hilfe eines Sechs-Jahres-Plans zur Wiedereingliederung der Braunbären die Zahl der zotteligen Gesellen an. Bemerkenswert, so die Studie, sei insbesondere die wechselnde Einstellung von österreichischen Bauern und der allgemeinen Öffentlichkeit, die nun Bären schützen statt sie zu verfolgen, (bild der Wissenschaft online, Natur 30.07.1999)

Internet-Werbung: Bärenjagd in Bulgarien

»Besondere Erwähnung sollte hier der Braunbär finden, die Jagd ist aufgrund der steigenden Bestände wieder erlaubt und die Trophäe darf nach Deutschland importiert werden. Diesen Umstand machten sich im vergangenen Jahr wieder einige Jäger zu Nutze und erlegten Bären mit bis zu 455 CIC-Punkten.

Bulgarien
Braunbär
Jagdzeiten: 01.03.-15.04. /Ol.09.-31.12.
CITES (WA) Trophäeneinfuhr ist wieder erlaubt.

Abschußgebühr nach CIC-Bewertung

bis	300 CIC	DM 6000,00	
ab	300 CIC	DM 6000,00 + DM 100,00	je weiterer CIC-Punkt
ab	350 CIC	DM 11000,00 + DM 120,00	je weiterer CIC-Punkt
über	400 CIC	DM 17000,00 + DM 300,00	je weiterer CIC-Punkt
Anschweißen		DM 3000,00«	

(http://www.westfalia-jagdreisen.de; 26.02.01)

chen. In der Folge würden viele Tiere verhungern oder so sehr geschwächt, dass sie Krankheiten zum Opfer fallen. Schließlich würden sich die Populationen auf einem bestimmten Niveau einpendeln, aber um den Preis schwerer Schädigungen der Umwelt und unter großem Leid für die Tiere. Deshalb sei es die notwendige Aufgabe der Jagd, diese Bestände auf ihre »natürliche« Größe zu reduzieren, d. h. auf die Größe, die sich unter natürlichen Verhältnissen aufgrund der Präsenz der Raubtiere ergeben würde (382).

Nach der Beutetheorie würde also die Jagd - ebenso wie auch im Fall der Theorie von der sigmaförmigen Kurve, aber im Unterschied zu den Kompensationstheorien - eine Dezimierung der Bestände wild lebender Tiere herbeiführen. Und in diesem Falle wäre die Dezimierung sogar das erklärte Ziel der Jagd. Denn die Populationsgrößen, die spontan erreicht werden, gelten als zu groß; kleinere Bestände werden als optimal erachtet.

Diese Theorie beruht auf einigen Annahmen:

- Die Raubtiere regulieren die Bestandsgrößen der Beutetiere, nicht umgekehrt.
- Exzessives Weiden und Grasen der Huftiere kann die spontane Vege-

tation derart schädigen, dass sie nicht mehr ausreicht oder nicht mehr geeignet ist, die Ernährung sicherzustellen.

- Die exzessive Vermehrung der Bestände kann das Entstehen und die Verbreitung von Krankheiten befördern.

Versuchen wir, diese Annahmen zu belegen.

In *Tabelle 5* werden die Prozentsätze der Opfer durch Raubtiere bei verschiedenen Arten von Huftieren und Hasenartigen bezogen auf die Gesamtzahl der Todesfälle wiedergegeben. Man kann aus *Tabelle 5* ablesen, dass Raubtiere für etwa 10 Prozent der gesamten Mortalität der Beutetiere verantwortlich sind. Im Fall der Gemsen im Nationalpark Hohe Tatra machen die Verluste durch Raubtiere 15,3 Prozent aus, aber gut 30 Prozent kommen durch Lawinen ums Leben (35). Anders liegt der Fall bei den Nagetieren, bei denen Raubtiere teilweise für bis zu 60 Prozent der Todesfälle verantwortlich sind (464,650).

Tabelle 5. **Prozentsatz der Verluste durch Raubtiere an der Gesamtsterblichkeit verschiedener Arten**

bibliogr. Verweis	Beute	Räuber	Anteil in Prozent
(411)	Streifengnu	Tüpfelhyäne	1,6-2,6
(418)	Streifengnu	Löwe	1,2
(655)	Streifengnu	Löwe	2,2-3,3
(411)	Thomsongazelle	Tüpfelhyäne	2,2-6,5
(655)	versch. Huftiere	große Raubtiere	9-10
(251)	versch. Huftiere	große Raubtiere	15,5
(597)	Feldhase	Fuchs	11
(464)	Schneeschuhhase	Rotschwanzbussard	0,5-1,6
(647)	Schneeschuhhase	Virginiauhu	1,2-2,1
(290)	Feldhase	Fuchs	10-15

In *Tabelle 6* werden die Effekte der Raubtiere auf verschiedene Populationen von Huftieren und Hasenartigen dargestellt. Wie man sehen kann, sind die Meinungen nicht einhellig: Einige Autoren sind der Ansicht, die Größe der Populationen werde durch die Raubtiere reguliert. Andere meinen dagegen, die Zahl der Raubtiere werde durch die Zahl der verfügbaren Beutetiere reguliert.

Tabelle 6. **Auswirkungen der Raubtiere auf die Bestände bei verschiedenen Huftier- und Hasenarten**

Jahr	bibliogr. Verweis	Ort	Beute	hauptsächl. Räuber	Auswirkung
1967	(598)	Ontario	Weißwedel-hirsch	Wolf	gering
1970	(411)	Tansania	versch. Arten	Tüpfelhyäne	die Bestände werden selbst dann nicht durch die Räuber geregelt, wenn die Beutequote hoch ist
1970	(343)	Idaho	Wapiti und Maultierhirsch	Puma	gering
1970	(524)	Australien	Wild-kaninchen	Fuchs und verwilderte Katze	Bestände werden reguliert
1971	(379)	Isle Royale (USA)	Elch	Wolf	der Wolf stabilisiert die Bestände und ver-verhindert demographi-sche Explosionen
1971	(57)	Neufundland	Caribu	Kanadaluchs	regulierend
1971	(156)	Texas	Weißwedel-hirsch	Coyote	regulierend
1972	(647)	Alberta	Schneeschuh-hase	Virginiauhu	gering
1972	(759)	Utah	Kalif. Esel-hase	Coyote	regulierend nur, wenn die Hasenpopulation bereits dezimiert ist
1973	(382)	Westl. Kanada	Caribu	Wolf	regulierend
1976	(290)	Polen	Feldhase	Fuchs	gering
1977	(670)		Kaffernbüffel	Löwe	gering
1977	(494)	Minnesota	Weißwedci-hirsch	Wolf	gering
1981	(394)	Alaska	Maultierhirsch	Wolf	regulierend nur bei einigen Populationen
1981	(147)		Maultierhirsch	Coyote und Puma	nur in einem von 19 Fällen waren Räuber die Ursache des Rückgangs der Bestände
1983	(60)	Ontario	Elch	Wolf	regulierend
1983	(480)	BRD	Feldhase	Fuchs	die Dezimierung der Füchse war möglicher weise die Ursache f. die Zunahme der Bestände

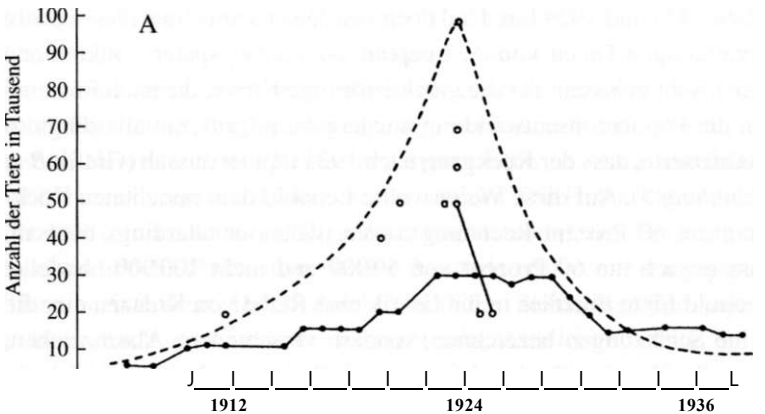
Nach Hans Kruuk, der die Ökologie und das Verhalten der Tüpfelhyänen in Ngorongoro und Serengeti, Tanzania, untersucht hat, ist die Größe einer Hyänenpopulation bestimmt durch die Größe der verfügbaren Nahrung. Daher können die Bestände ihrer Beutetiere nicht ausschließlich durch die Hyänen reguliert werden, selbst dort nicht, wo wie in Ngorongoro der Beuteanteil enorm hoch ist, denn andernfalls würde man in einem Circulus vitiosus stecken. Die Hyänen können die Struktur (etwa die altersmäßige Zusammensetzung), den Generationswechsel und die Fluktuation bei den Beständen der von ihnen gejagten Tiere beeinflussen. Deren durchschnittliche Bestandsgrößen jedoch müssen durch etwas anderes bestimmt sein, vielleicht ebenfalls durch die zur Verfügung stehende Nahrung (411).

Als Beweis dafür, wie wichtig die Raubtiere (Predatoren) als Regulativ für die Huftierpopulationen sind, wird in vielen ökologischen Abhandlungen der Maultierhirsch auf dem Kaibab-Plateau, einem etwa 3000 km^2 großen Gebiet in Arizona, genannt. Als Folge des Kampfes gegen die Räuber (Puma, Coyote, Luchs und Wolf, der vollständig ausgerottet wurde) sollen die Maultierhirschbestände von 4000 im Jahr 1906 auf 100000 im Jahr 1924 zugenommen haben - mit schweren Schäden für den Wald. In der Folge seien in zwei Wintern 60000 Hirsche verhungert und die Bestände hätten auch weiterhin abgenommen, bis sie sich im Jahr 1938 auf etwa 10000 eingependelt hätten. Graeme Caughley vom Institut für Zoologie der Universität Canterbury hat aber nachgewiesen, dass die Zahlen für diesen Fall völlig unkorrekt sind (124), wie man den drei Grafiken in *Abbildung 5* auf Seite 52 f. entnehmen kann. Grafik *A* enthält die Originaldaten von D. I. Rasmussen, die in drei Aspekte gegliedert sind: die Schätzungen der Forstbehörden (die durch eine durchgezogene Linie verbundenen Vollpunkte), die Schätzungen von zufällig ausgewählten Besuchern (Kreise) sowie die Interpretation der Entwicklung durch Rasmussen (gestrichelte Linie). Die beiden durch eine gerade Linie verbundenen Kreise (*a*, *b)* bezeichnen zwei Schätzungen ein und derselben Person, die annahm, die Population habe zwischen 1924 und 1926 von 50000 auf 20000, also um 60 Prozent abgenommen (620). Ganz offensichtlich sind die Schätzungen der Forstbehörden wesentlich zuverlässiger

und vertrauenswürdiger; sie deuten auf relativ konstante Zahlen zwischen 1923 und 1929 hin. Und doch wurden ausgerechnet diese relativ zuverlässigen Daten von A. Leopold zwei Jahre später vollkommen außer Acht gelassen, der die glockenförmige Kurve, die nach Rasmussen die Populationsentwicklung wiedergab, aufgriff, sie allerdings so modifizierte, dass der Rückgang nach 1924 rapider aussah (Grafik *B* in *Abbildung 5).* Auf diese Weise wollte Leopold dem berichteten Rückgang um 60 Prozent Rechnung tragen, wobei er allerdings übersah, dass es sich um 60 Prozent von 50000 und nicht 100000 handelte. Leopold fügte überdies in die Grafik eine Reihe von Kreuzen ein, die keine Schätzungen bezeichnen, sondern verschiedene Alarmzeichen, dass die Hirsche überhand genommen hatten, und eine gestrichelte Linie, die Leopold zufolge bezeichnen soll, wie sich die Population entwickelt hätte, wäre sie seit 1918, dem Jahr der ersten Alarmzeichen, bejagt worden (439).

In der Arbeit von W. C. Allee und anderen (4) und in nachfolgenden Studien zur Ökologie wurde einigermaßen getreulich die Grafik von Leopold übernommen, nur haben diese Autoren die Bedeutung der Kreuze nicht verstanden und sie in Punkte auf der Linie des Graphen verwandelt, so als handele es sich ebenfalls um Schätzungen, auf denen die Verlaufskurve basiert. In Wirklichkeit gibt es diese Schätzungen nicht (Grafik C in *Abbildung 5).*

Abschließend sei gesagt, dass wir recht wenig darüber wissen, was sich tatsächlich auf dem Kaibab-Plateau abgespielt hat. Wir können nur vermuten, dass es einen Bestandsrückgang zwischen 1924 und 1930 gegeben hat und dass diesem eine Zunahme des Bestandes vorausging. Überhaupt nicht gesichert ist, dass diese vermutete Zunahme durch die Ausrottung und Dezimierung der Räuber verursacht wurde. Die Ursache könnte auch eine verminderte Nahrungskonkurrenz mit Haustieren sein: 1889 gab es auf der Hochebene 200000 Schafe, 1908 waren es nur noch 5000 (124). In der wissenschaftlichen Literatur werden einige Fälle beschrieben, in denen die Räuber regelrechte Massaker unter ihren Beutetieren angerichtet haben, obwohl sie angesichts der enormen Zahl nur einen minimalen Teil davon verzehren konnten. Beispielsweise tötete eine Gruppe Tüpfelhyänen 82 Thomsongazellen



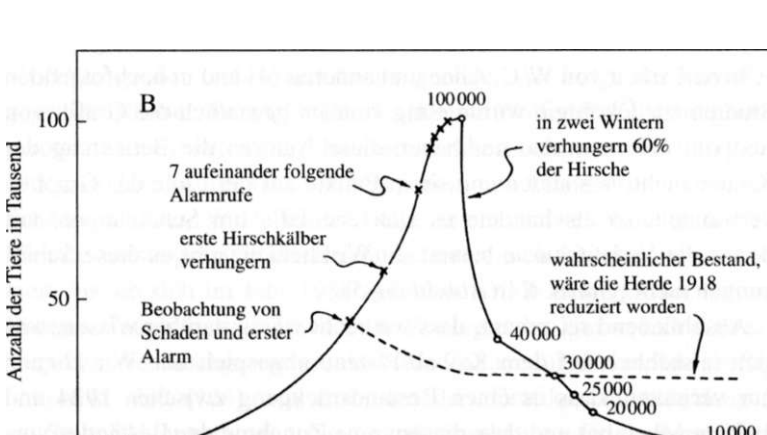
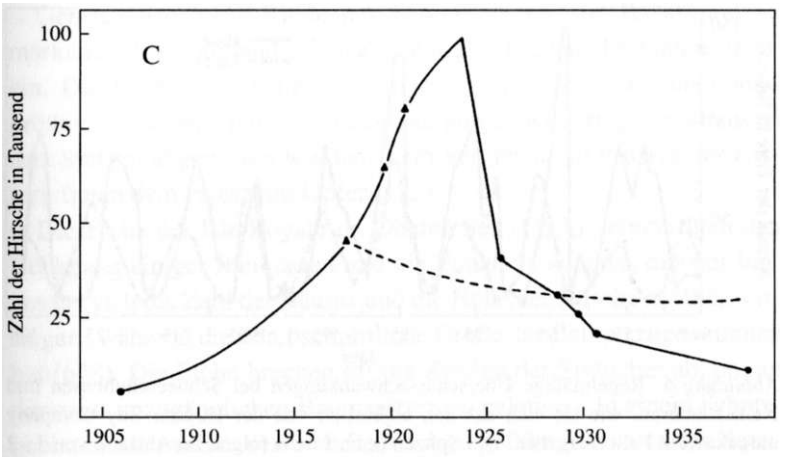


Abbildung 5 A-C. **Explosionsartiges Wachstum der Maultierhirsch-Population im Kaibab-Plateau, Arizona (nach verschiedenen Autoren).**

***A:* nach D. I. Rasmussen (1941) (620). Die durch eine durchgezogene Linie verbundenen Punkte stellen die Schätzungen des Forstaufsehers dar, die kleinen Kreise die Schätzungen anderer Personen. Die beiden mit *a* und *b* bezeichneten Kreise sind Schätzungen von B. Swapp. Die gestrichelte Linie zeigt die Populationsentwicklung, wie sie Rasmussen annimmt.**

***B:* nach A. Leopold (1943) (439)** ***C:* nach Davis und Golley (1963)**



und verletzte noch weitere 27 (Serengeti), ein Leopard tötete 17 Ziegen (Gir, Indien) und ein Eisbär tötete 21 Narwale, einen nach dem anderen, als sie, im Eis gefangen, an einem Eisloch auftauchten, um Luft zu holen. Aber das sind wirklich Ausnahmen, weil in diesen Fällen die Opfer keine Fluchtmöglichkeit hatten, mal war es zu neblig, mal eine mondlose Nacht, mal die Gefangenschaft im Eis. Normalerweise können die Beutetiere fliehen und der Räuber verfolgt sie nicht, wenn er satt ist. Man darf nicht Beispiele einer ausgeprägten Mordlust heranziehen, um die Theorie zu stützen, dass die Populationen der Beutetiere durch die Predatoren reguliert würden (412,413).

Ein offensichtliches Argument zur Stützung der These könnte das Beispiel jener Populationen sein, die zyklische Schwankungen über einen mehrjährigen Zeitraum aufweisen. Das trifft in den arktischen Regionen zu, wo die Ökosysteme eher einfach sind, bisweilen mit nur zwei Säugetierarten, einem Grasfresser und einem Fleischfresser. Eine derart einfache Struktur des Ökosystems bewirkt, dass der Räuber, wenn die Beute knapp wird, keinerlei Alternative hat und folglich immer weiter dieselben Beutetiere jagen wird. So hat es den Anschein, als regulierten sich die Bestände wechselseitig. Dass wäre jedoch ein Circulus vitiosus und mithin abwegig. In zahlreichen Studien wurden die 4- bis 5-jährigen Zyklen der Bestände von Nagetieren wie dem

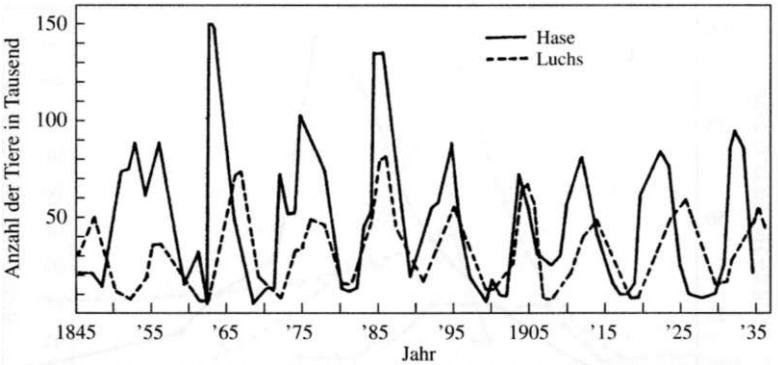


Abbildung 6. **Regelmäßige Überschussschwankungen bei Schneeschuhhasen und Kanadaluchsen, wie sie sich aus den alljährlich von der Hudson Bay Company aufgekauften Fellen ergeben. Die Spitzen beim Luchs folgen im Abstand von 1-2 Jahren denen des Schneeschuhhasen, der ihre bevorzugte Beute ist (von Odum, nach MacLulich).**

Lemming untersucht, der die bevorzugte Beute des Polarfuchses ist, oder der Wühlmäuse, die vom Hermelin gejagt werden, oder auch die 10-jährigen Zyklen beim Schneehasen, der das vorwiegende Beutetier für den Kanadaluchs ist (*Abbildung 6).*

Einige Autoren sind zu dem Schluss gekommen, dass die Zyklen auf intrinsische Ursachen innerhalb der Bestände der Beutetiere zurückgehen (134, 135,406); andere meinen, der Zyklus resultiere aus dem Zusammenhang zwischen den Populationen der Beutetiere und der Umwelt sowie der Vegetation, die als Futter und Schutz vor Räubern dient (264,469,601,602,603). Wieder andere vertreten die Meinung, der Räuber sei genauso für die Bestandsgröße der Beutetiere verantwortlich, wie dies die Verfügbarkeit von Futter (277) gleichfalls ist. Oder es wird gesagt, die Predatoren würden die Beutetiere erst in dem Moment dezimieren, da deren Bestände ohnehin abnehmen; auf diese Weise würden die Räuber zwar die Fluktuationen verursachen, aber nicht die mittlere Größe der Beutetierbestände bestimmen (382). Nur wenige Autoren denken, der Räuber sei die Hauptursache für die Dezimierungen unter seinen Beutetieren (584).

Sehen wir nun, ob die Überweidung durch Huftiere in Abwesenheit von Raubtieren der spontanen Vegetation tatsächlich schadet.

Gemsen nagen die Rinde der Bäume ab, um ihr Territorium zu markieren. In Schottland gehen aber nur 3 - 6 Prozent der Bäume daran ein. Die Schäden, die die Gemsen durch Abweiden anrichten, sind größer: Zwischen 3 und 17 Prozent der jungen Kiefern gehen ein, weil ihre Spitzen abgeweidet wurden. Zum Vergleich, 26 Prozent der Kiefern fielen dem Frost zum Opfer (172).

Die Elche der Isle Royale im Oberen See (USA) verursachten den Rückgang einiger Baumarten und die Zunahme anderer; darüber hinaus hat sich die Zahl der Bäume und die Höhe der Büsche deutlich verringert, während die durchschnittliche Größe der Bäume zugenommen hat (678). Die Elche brechen oft die Zweige der Sträucher ab, um an die sonst unzugänglichen Baumspitzen zu gelangen. In einem Schutzgebiet in Alberta hat dieses Verhalten dazu geführt, dass sich das Nachwachsen junger Bäume verlangsamte, aber es verhinderte nicht, dass dort, wo bis vor 80 Jahren Weidewirtschaft betrieben worden war,

Klimaveränderungen wandeln das Verhalten von Wölfen und damit ein ganzes Ökosystem

Wissenschaftler aus Norwegen, Kanada und den USA haben dazu Daten von über 40 Jahren ausgewertet. Dabei ging es um das Verhältnis von Wölfen und Elchen im Nationalpark Isle Royale im Lake Superior. (…) Es ist bereits bekannt, dass Räuber, die am Ende der Nahrungskette stehen, großen Einfluss auf ein Ökosystem haben. Auf der Isle Royale regulieren die Wölfe so ein System, indem sie die Verbreitung der Elche begrenzen. Diese wiederum haben Einfluss auf die Ausbreitung von Nadelbäumen auf der Insel. Die Wölfe reagierten auf kältere, schneereiche Winter, indem sie in größeren Rudeln auf die Jagd gingen. Damit waren sie imstande, mehr Elche pro Tag zu töten als in Jahren mit weniger Schnee, in denen sie grundsätzlich in kleineren Verbänden jagen. (…) Die Anzahl der Wölfe pro Jagdverband liegt in schneereichen Wintern bei etwa 12 Tieren, während in wärmeren Wintern durchschnittlich etwa 4 bis 5 Tiere gemeinsam auf die Jagd gehen. Normalerweise verlassen junge Wölfe ihr Rudel, um auf Partnersuche zu gehen, wenn sie geschlechtsreif sind. In kälteren Wintern bleiben sie jedoch bei ihrer Familie, was dazu führt, dass die Rudelgröße ansteigt. Auf diese Weise hat ein Klimawechsel Folgen für das Ökosystem auf der Insel, die nicht von vornherein abzusehen waren: Wärmeres Wetter bedeutet kleinere Rudel und damit mehr Elche, die wiederum den Nadelbäumen größeren Schaden zufügen. Auf indirekte Art sorgt somit das wärmere Wetter dafür, dass die Nadelbäume im folgenden Jahr kleiner sind. (Nature, 28. Oktober 1999)

wieder Wald wuchs (717). Eine sehr dichte Weißwedelhirschpopulation (52 Exemplare pro km^2) im Nationalpark Great Smoky Mountains (Tennessee) verursachte die Reduktion zahlreicher Pflanzenarten und begünstigte Nadelhölzer; aber ihr Einfluss auf die Vegetation war in jedem Fall sehr viel geringer als der von Rindern und Pferden (96). Auch der Maultierhirsch in den Douglastannenwäldern in Alberta bremst die nachwachsenden Bäume (107), während er im »Chaparral« in Kalifornien (eine Vegetationszone, die der mediterranen Macchia ähnelt) sogar eine Verbesserung zu verursachen scheint, denn er hält das Buschwerk niedrig, das andernfalls über seine Reichweite hinauswachsen würde (147). Im Nationalpark Ecrins in den französischen Alpen sagte man, die Gemse sei daran schuld, dass das magere alpine Weideland übermäßig abgefressen und damit die Bodenerosion ausgelöst wird. Aber wie Jean-Pierre Raffin und Jean-Claude Lefeuvre bemerkten, dürfte es schwerlich zu begründen sein, die 4500 Gemsen des Nationalparks für die Erosion verantwortlich zu machen, wenn sich gleichzeitig im Sommer etwa 50000 Schafe in dem Gebiet aufhalten (619).

Alles in allem scheint es nicht den Tatsachen zu entsprechen, dass Huftiere der natürlichen Vegetation schaden, wenn man von Einzelfällen einmal absieht (die zudem eher der Trockenheit oder anderen besonderen klimatischen Bedingungen geschuldet sind), in denen die Tiere die Nahrung vollständig auffressen und dann zu Tausenden verhungern (124, 475). Das Schälen und Abweiden der Bäume durch Rothirsche, Hirsche und Gemsen kann jedenfalls vermieden oder doch stark reduziert werden, wenn im Winter regelmäßig für frische Wildfütterung gesorgt wird (398, 738, 741). Sinnvoll scheint es, Rüben und Heu aus anderen Gebieten zu verteilen (215, 741).

Das Versprühen chemischer Mittel erwies sich als ineffizient, um Gemsen davon abzuhalten, Jungtannen abzuweiden (399), aber durch diese Maßnahmen konnte das Abschälen der Baumrinde von Buchen und Tannen durch das Mufflon verhindert werden, was man bei den Tannen übrigens auch dadurch erreichte, dass man die Stämme mit Reisig schützte (739). Derartige Schäden durch Abhobeln wurden um 80 Prozent gemindert, aber in einem Fall führte diese Behandlung

selbst zu Schäden, weil dadurch 12 Prozent der Tannen eingingen (739).

Ein Versuch, die Population von Weißwedelhirschen durch die Verteilung von Heu zu kontrollieren, dem Diethylstilbestrol beigemischt war, schlug fehl (485).

Kann übermäßige Vermehrung den Tieren schaden? Man muss die Abmagerung aufgrund von Unterernährung unterscheiden von tatsächlichen Krankheiten. Sicher, wenn die Population weder durch Raubtiere noch durch die Jagd begrenzt wird, dann bildet die verfügbare Nahrung das Regulativ, und das durchschnittliche Gewicht von Tieren in nicht bejagten Populationen wird niedriger liegen als das von solchen aus bejagten Beständen. 1981 wurde die Jagd auf den Weißwedelhirsch im Nationalpark Harriman im Staat New York wieder eröffnet, nachdem er 71 Jahre lang unter Schutz gestanden hatte. In *Tabelle* 7 wird das durchschnittliche Gewicht der männlichen und

***Tabelle* 7. Vergleich von Gewicht und Durchmesser des Geweihs beim Weißwedelhirsch im Harriman-Park ohne Jagd und denen in anderen Teilen des Staates New York, wo gejagt werden darf (186)**

	Alter in Jahren	Harriman Park	Central Adirondack	Central Catskills	Western N. York
durchschn. Gewicht der männl. Tiere (in Pfund)	0,5	42	54	55	74
	1,5	67	91	96	119
	2,5	94	143	129	158
durchschn. Gewicht der weibl. Tiere (in Pfund)	0,5	40	51	50	70
	1,5	67	79	85	108
	2,5	73	93	100	115

	Alter in Jahren	Harriman-Park	Central Adirondack	Central Catskills	South. Tier	Lake Plains
durchschnittl. Geweihdurchmesser (in mm)	1,5	12,3	17,1	16,9	19,0	20,8
	2,5	22,0	21,9	21,7	24,7	27,5
	3,5	22,9	29.9	24,3	27,7	31,1

weiblichen Tiere sowie der durchschnittliche Durchmesser des Geweihs mit den entsprechenden Werten von drei anderen seit langem schon bejagten Populationen derselben Art verglichen (186).

Dagegen gibt es keinerlei Beweis, dass Krankheiten, die manchmal bei wild lebenden Huftieren auftauchen, aufgrund einer großen Population begünstigt werden. Im Nationalpark der Vanoise, Frankreich, waren die Gemsen von einer Epizootie mit Konjunktivitis betroffen, an der zwischen September 1974 und Januar 1975 16 Tiere starben, und von einer Lungenentzündung, an der zwischen September 1974 und Februar 1978 25 Tiere starben. Von September 1975 bis Februar 1976 befiel die Lungenentzündung auch die Steinböcke, was 20 Todesfälle zur Folge hatte. Beide Krankheiten hörten spontan auf, ohne dass man irgendwelche Abschussmaßnahmen ergriffen hätte (574,619). Eine Epizootie mit Konjunktivitis befiel auch die Gemsen von Bauges in den französischen Alpen im Jahr 1977. Hier wurde versucht, die erkrankten Tiere durch Abschuss zu eliminieren; nach sechs Monaten hörte die Seuche auf, ohne dass man mit Sicherheit hätte ausmachen können, ob das die Folge der Abschüsse gewesen wäre. Ebenso wenig konnte man die Ausbreitung der Krankheit auf die große Populationsdichte zurückführen (318,548,619).

Zwischen 1956 und 1971 nahm die Zahl der Neugeborenen bei den Kegelrobben auf den Farne Islands von 750 auf 2040 zu und die Mortalität stieg von 10 auf 20 Prozent. Viele der kleinen Robben waren mager und wiesen juckende Entzündungen und Reizungen der Bindehaut auf. Deshalb hat man 1972 603 erwachsene Weibchen, etliche männliche Tiere wie auch Jungtiere erschossen. Aber die Mortalität unter den Jungtieren war 1973 höher als 1971; ebenso wenig nahm die Population in den darauffolgenden Jahren ab (88,89,90,315,707).

Die Begriffe »Überbevölkerung« und »Überweidung« sind nicht eindeutig, denn die Frage ist doch: Übermäßig im Verhältnis wozu? Dem hier schon zitierten Graeme Caughley zufolge versteht man unter »Überbevölkerung« vier in sich unterschiedliche Kategorien: Die Tiere bedrohen das Leben oder die Subsistenzmittel der Menschen; die Tiere dezimieren die Häufigkeit beliebter Arten; die Tiere sind zu zahlreich und gefährden damit ihr eigenes artgerechtes Leben; und

schließlich, das Ökosystem von Pflanzen und Tieren gerät aus dem Gleichgewicht. Der überwiegende Teil der so genannten Fälle von »Überbevölkerung« fällt unter die drei ersten Kategorien, nur der letzte Fall stellt ein echtes ökologisches Problem dar. In diesem Fall, d. h. wenn das Gleichgewicht zerbricht, kommt es zu einer demographischen Explosion, die man durch Abschüsse eindämmen kann. Aber dieser Eingriff ist nicht notwendig, denn auch wenn man eine Dezimierung durch Abschüsse unterlässt, kommt es normalerweise zu keinem Aussterben der Arten, die sich explosionsartig vermehren, auch nicht bei den Pflanzen, von denen sich diese Tierarten ernähren **(126).**

Der Begriff »Überweidung« ist ebenfalls nicht eindeutig, denn implizit wird damit gesagt, der Idealzustand sei derjenige, in dem die Vegetation vollkommen unbehindert ihre maximale Entwicklung erreichen kann, was nur möglich ist, wenn nicht geweidet wird. Das aber ist Unsinn, denn es gibt ja die pflanzenfressenden Tiere. Daher schlägt der bereits zitierte John Macnab vor, »Überweidung« diejenige Situation zu nennen, wenn ein Rückgang des Pflanzenwuchses durch einen auf Dauer nicht tragbaren, weil den Bestand gefährdenden, Verbrauch ausgelöst wird. Mit diesem neuen Kriterium kann selbst der Verbrauch eines großen Teils der Zuwächse der Vegetation durch die Pflanzenfresser nicht als Überweidung angesehen werden (470)!

Eine Variante der Theorie von den Raubtieren als Regulativ ist die, nach der die Predatoren unter ihren Beutetieren für eine Selektion sorgen, da sie hauptsächlich kranke oder schwache Exemplare erbeuteten, mithin eine »sanitäre« Funktion erfüllten (718) (Errington berichtet, dass er einmal eine Virginiawachtel mit den Händen fangen konnte, so schwach war die!) (218). Der Jäger, der an die Stelle der Raubtiere tritt, würde demzufolge ebendiese Aufgabe erfüllen; er würde die Verbreitung von Krankheiten und die Vermehrung genetisch »degenerierter« Tiere verhindern. In diesem Sinne nennt man die Jagd auf die Huftiere oft auch »selektive Jagd«.

Es bestehen jedoch Zweifel, ob der Jäger in der Lage ist, dieselben Kriterien anzuwenden wie das Raubtier. Der Jäger wird auch gesunde Tiere und nicht notwendigerweise nur kranke und degenerierte Tiere

erlegen. Ja, er wird höchstwahrscheinlich die gesunden Tiere bevorzugen. Und selbst wenn er nur die kranken und schwachen Tiere abschießen wollte, so wäre er in den meisten Fällen nicht in der Lage, die gesunden von den kranken Tieren zu unterscheiden. Bei seinen Feldstudien über die Tüpfelhyänen versetzte sich Kruuk oft in die Lage der Räuber und versuchte herauszufinden, welches Streifengnu nun von ihnen erbeutet werden würde. Er entschied sich für ein verunstaltetes, hufendes Tier. Aber die Hyänen entschieden sich immer für ein anderes Tier als das von Kruuk ausersehene. Bei späterer Prüfung erwiesen sich die von den Hyänen erbeuteten Tiere als kränker und schwächer als die mit den für den Menschen deutlich erkennbaren äußeren Anzeichen (414). Andere Studien haben beträchtliche Unterschiede zwischen den Entscheidungen von Wölfen und Jägern bei der Jagd auf Hirsche (105) und Elche (267) nachgewiesen.

Bei Gemsen führt die natürliche Selektion dazu, dass sich die Gamsböcke, die älter als 7 Jahre sind, mit den Weibchen paaren, die zur richtigen Zeit paarungsbereit sind (zwischen 20.11. und 10.12.), denn dann werden die Jungen zu einer Zeit geboren, in der sie die größten Überlebenschancen haben. Die jüngeren Männchen dagegen paaren sich mit den Weibchen, die später paarungsbereit sind. Die Jäger bringen diese natürliche Ordnung durcheinander, indem sie die älteren Männchen eliminieren (460).

Eine Art der Selektion, die die Jäger mit Sicherheit bei den Hirschartigen (Geweihträger), aber auch bei den Rinderartigen (Hornträger) bewirken, richtet sich nach der Größe des Geweihs oder der Hörner. Die Jäger sind nämlich darauf aus, das Exemplar mit dem prächtigsten Geweih zu erlegen, um dann den Kopf präparieren zu lassen und als »Trophäe« an die Wand zu hängen.

Bis 1969 wurde die übergroße Mehrzahl der in der Gegend von Triest erlegten Rehböcke nach dem schönsten Gehörn ausgewählt. Mit dieser vollkommen falschen Selektion ging bis 1970 eine Zunahme der Rehböcke mit schwach ausgeprägtem Gehörn einher. Diese Zunahme rührt von einer Umkehrung der sozialen Ordnung der Rehe her und nicht von einer (nicht bewiesenen) Veränderung der vererbten Eigenschaften (116). Nachdem sie ihren Fehler erkannt hatten, versuchten

die Jäger zu korrigieren, was noch zu korrigieren war, und selektierten nun nach dem umgekehrten Kriterium, d. h., sie erlegten nun Tiere mit wenig entwickeltem Geweih, da das angeblich »eine Degenerationserscheinung der Art« sei (460). Selbst wenn man einmal den unklaren und wenig wissenschaftlichen Charakter einer solchen Definition beiseite lässt, so ist doch vollkommen klar, dass auch die umgekehrte Selektion falsch ist, denn kein Raubtier würde sich je um die Form des Geweihs kümmern, ob es stark oder schwach ausgebildet ist. Zudem ist zweifelhaft, ob eine Selektion nach der Form der Hörner wirkungsvoll sein kann, denn deren Vererbbarkeit ist, wie bereits gesagt, vollkommen unbewiesen. In Southcarolina hat man durch Selektion den Anteil der Weißwedelhirsche mit endenreichem Geweih vergrößern können (256), was hingegen bei den Rothirschen auf der Insel Rhum in den Hebriden ebenso wenig gelungen ist (463) wie bei den Rehen in Dänemark (17).

Abschließend lässt sich nur sagen: Die Beutetheorie basiert auf nicht bewiesenen Annahmen. Es ist wissenschaftlich nicht erwiesen, dass Raubtiere die Populationsgröße ihrer Beutetiere regulieren. Die Episoden von »Überbevölkerung« und Verbreitung von Krankheiten scheinen vorübergehender Natur und keinesfalls eine zwangsläufige Folge des Fehlens von Predatoren. Auch die abgewandelte Theorie, wonach die Jagd notwendig sei, um die Selektion zu gewährleisten, die früher von Raubtieren sichergestellt wurde, ist falsch, denn sie unterstellt, dass sich Jäger im Ökosystem wie Raubtiere oder Hyänen verhalten würden, was aber in der Jagdpraxis in keiner Weise zutrifft.

3
»Management« der Wildtiere
Zehn Hirsche pro Quadratkilometer

Bislang haben wir die Kriterien untersucht, die dazu dienen sollen, die Schäden durch die Jagd zu begrenzen; man könnte sie generell mit dem Begriff »rationalisierte Jagd« umschreiben. Sie beschränken sich darauf, die Abschussquoten so festzulegen, dass das Risiko der Ausrottung vermieden und die Größe einer bejagten Population auf einem wünschenswerten Niveau gehalten wird, das allerdings in jedem Fall niedriger als das »natürliche« Niveau sein wird (oder im besten Falle gleich). Die Anwendung dieser Kriterien führt zu keiner konkreten Veränderung der Umwelt, allenfalls zu einer indirekten.

Mit der Bewirtschaftung oder dem »Management« der Wildtiere hingegen bewegen wir uns im Bereich von Eingriffen durch den Menschen, die weit über die simple Festsetzung der Abschusszahlen hinausgehen. Die Nachhaltigkeit des Eingriffs ist viel gravierender, aber auch die Einwirkung auf die Umwelt ist so massiv, dass man nicht mehr von natürlicher Umwelt sprechen kann. Richtiger wäre es, von einem künstlichen, durch den Menschen geschaffenen und bewirtschafteten Habitat zu sprechen.

In *Tabelle 8* sind die wesentlichen Unterschiede zwischen »rationalisierter Jagd« und »Management« mittels Jagd wiedergegeben. Das Management der Wildtiere kann in der Jagd zu verschiedenen Zwecken eingesetzt werden. Es kann sich um das Management einer einzelnen, vom Aussterben bedrohten Spezies handeln (und nicht eines ganzen Ökosystems, denn es werden Eingriffe vorgenommen, die eine Art begünstigen, anderen Arten aber schaden), oder das Management kann dazu dienen, eine Spezies, die für schädlich erachtet wird, zahlenmäßig so klein zu halten, dass die Schäden minimiert werden, allerdings ohne dass diese Spezies ausstirbt. Die Jagd bleibt daher das

Tabelle S. **Unterschiede zwischen rationalisierter Jagd und Jagdmanagement**

	rationalisierte Jagd	Jagdmanagement
Eingriff durch den Menschen	**begrenzt auf zuvor errechnete Abschussquoten**	**schließt Füttern, Modifikationen am Habitat, Kampf gegen Raubtiere etc. ein**
Größe der bejagten Population	**unterhalb oder gleich wie die *carrying capacity***	**beliebig, auf jeden Fall über der *carrying capacity***
Habitat	**kaum verändert**	**stark verändert**
Entscheidungskriterien	**technisch, weil auf Tatsachen beruhend (mit Ausnahme der OY)**	**ästhetisch, weil auf Werturteilen beruhend (49)**

wichtigste Anwendungsgebiet des Managements, und wir sprechen in diesem Fall vom Jagdmanagement.

Selten nur ist es das Ziel dieses Managements, eine Population zahlenmäßig auf ein möglichst hohes Niveau anzuheben. Zu große Populationen können aus ökonomischen oder sonstigen Gründen (z. B. weil sie schaden oder Menschen gefährden können) nicht erwünscht sein. Der »Manager« muss daher zunächst die wünschenswerte Größe einer Population bestimmen. Dann muss er versuchen, die jeweilige Population so weit wie möglich auf die definierte Größe zu reduzieren und sie auf diesem Niveau zu halten, indem er die übliche spontane Fluktuation der Population möglichst klein hält (vgl. *Abbildung* 7).

Das Management besteht nur darin, die Größenordnungen bestehender Populationen zu verändern, nicht aber, die Zahl der Arten zu vermehren; denn zu diesem Zweck braucht man ja nur bestimmte Arten in das betreffende Gebiet umzusiedeln und dort auszusetzen. Wildenten können durch Entenmodelle oder durch Exemplare mit gestutzten Flügeln oder auch durch Vogelstimmen vom Tonband angelockt werden, Säugetiere durch Köder oder Duftstoffe.

Um die Größe einer Population zu manipulieren, verfügt man über zahlreiche Methoden. Folgende Techniken dienen dazu, die Anzahl oder Dichte einer Population zu erhöhen (281):

- chemische Stoffe mit Locksubstanzen;
- Lockrufe;

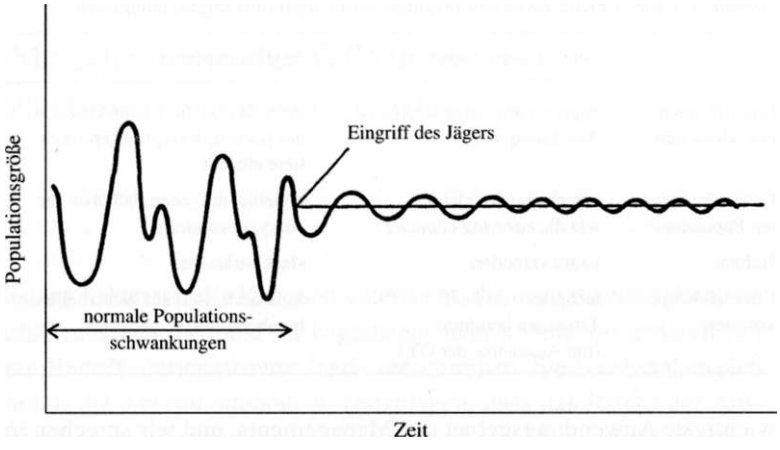


Abbildung **7. Normale Populationsschwankungen können durch das Jagdmanagement reduziert oder unterdrückt werden (nach R. H. Giles) (281)**

- Zäune und Gatter, um die Tiere dorthin zu lenken, wo man eine höhere Populationsdichte erreichen will;
- Erschrecken der Tiere durch Einsatz von Hubschraubern oder das Treiben zu Pferde in Richtung der Zielorte;
- Auswildern von Tieren (Besatzmaßnahmen);
- Töten der Räuber durch Abschuss, vergiftete Köder oder Fallen (Prämien für das Töten von Räubern);
- Fang (Fallen) und Umsiedelung der Räuber;
- Konditionierung der Räuber durch unangenehme chemische Substanzen (z. B. Chlorlithium bei Coyoten);
- Blockieren des Zugangs für Raubtiere durch Zäune und Gehege;
- Verteilung von betäubenden Substanzen an die Raubtiere, die abnormale Verhaltensweisen auslösen und so Artgenossen davon abhalten, dieselben Beutetiere zu fressen;
- Verteilung von schnell wirkenden reproduktionshemmenden Substanzen an die Raubtiere;
- Kampf gegen Parasiten mithilfe chemischer Substanzen;
- Kampf gegen Organismen und Tiere, die Überträger von Parasiten sind (bisweilen schließen solche Maßnahmen sogar Singvögel ein);

- Impfung gegen Krankheiten mittels der Nahrungsaufnahme;
- Behinderung der Emigration durch Gehege und selektive Gatter, die z. B. nur die Passage von Autos und bestimmter Tiere erlauben, anderer aber nicht;
- Reduktion der Unfälle längs der Straßen durch Geschwindigkeitsbeschränkungen, Gefahrenhinweise und Einzäunungen an den problematischsten Stellen;
- Kontrolle der Emission von Schadstoffen.

Die folgenden Techniken dienen dazu, die Größe einer Population zu reduzieren (281):

- abschreckende chemische Stoffe;
- Abspielen von Alarmtönen;
- oder Angstschreien bestimmter Vogelarten;
- Vögelfang mit Netzen oder Leim;
- Verteilung von Betäubungsstoffen und damit eine Erhöhung der Verluste durch Raubtiere;
- Verteilung von Lösungsmitteln, die die Fettschicht im Gefieder der Vögel auflösen und damit die Wärmeisolation mindern und einen größeren Energieverlust verursachen;
- Giftgas (in Höhlen z. B., um die Fledermäuse zu töten, die die Tollwut übertragen können, oder in den Höhlen der Waldmurmeltiere, die der Ernte schaden könnten):
- chemische Substanzen, die zur Sterilität führen;
- Kastration;
- Erhöhung der Abschussquoten.

Letzteres ist die übliche Maßnahme und das probateste Mittel des Jagdmanagements; dagegen erscheinen die anderen Methoden den Jägern wie »vertane Liebesmüh« - angesichts des Vergnügens zu töten, das allein hohe Abschussquoten bietet.

Bei polygynen Tierarten wie den Geweihträgern verursacht der Abschuss von ausschließlich männlichen Tieren einen größeren Zuwachs oder eine geringere Dezimierung als eine gleich hohe Abschussquote von weiblichen Tieren (281).

In *Tabelle 9* finden sich 43 verschiedene Interventionsmöglichkeiten zum Management der Populationen von Enten (nach Giles) (281).

Tabelle 9. **Mögliche Maßnahmen zum Management der Entenpopulationen (281)**

1. **Vorlage von Gesetzesvorschlägen und anderen Regeln**
2. **Verbesserung der bestehenden Gesetze**
3. **Kauf von Gelände. Flussläufen und Ufern und Unterschutzstellung**
4. **Verhindern, dass Gelände trockengelegt wird**
5. **Anpflanzung von Nahrungspflanzen und Verbesserung der Quantität und Qualität der Nahrung**
6. **Manipulation des Wasserniveaus, um Plätze zur Nahrungsaufnahme, zum Brüten und zum Rückzug zu schaffen**
7. **Substitution des Bleis in den Schrotpatronen durch ungiftige Materialien**
8. **Reduzierung der Umweltverschmutzung**
9. **Einrichtung von Kontrollmaßnahmen, um die Erosion zurückzuführen**
10. **Förderung von landwirtschaftlichen Anbaumethoden, die mit den Enten verträglich sind**
11. **Förderung der Halbpacht**
12. **Fütterung der Vögel**
13. **Benutzung akkustischer Reizmittel, um die Vögel anzulocken oder fernzuhalten**
14. **Benutzung mechanischer und lebender Lockmittel**
15. **Schaffung und Schutz von Nistplätzen**
16. **Konstruktion von festen oder schwimmenden Plattformen zur Erholung**
17. **Säuberung der ölverschmutzten Vögel**
18. **Förderung der Einrichtung von Jagdschutzgebieten, um die standortfesten Vögel zu schützen**
19. **Bemühungen um finanzielle Förderung durch die öffentliche Hand**
20. **Verbesserung der Ausbildung der Jäger**
21. **Verpflichtung zum Gebrauch von Apportierhunden, um die Verluste zu minimieren, die durch abgeschossene, aber nicht aufgefundene Vögel entstehen**
22. **Reduzierung der Störung der Vögel**
23. **Einsatz von Vögeln mit gestutzten Flügeln (z.B. bei Gänsen), um die Rückkehr von Jungvögeln zu fördern**
24. **Verbesserung der Rückgabe von Ringen (beringter Vögel) sowohl durch bessere Information als auch durch finanzielle Anreize**
25. **Schutz der küstennahen Moorgebiete**
26. **Reduzierung der Verschmutzung der Weltmeere**
27. **Finanzausgleich in der Landwirtschaft für Schäden durch Enten**
28. **Reduzierung der Vermischung mit gezüchteten Enten**
29. **Vermehrung der Beobachtungspunkte für das breite Publikum**
30. **Errichtung und Erhalt von Sichtblenden**
31. **Verbesserung in der Verteilung von Schutzgebieten und bevorzugten Zonen der Nahrungsaufnahme**
32. **Reduktion der Risiken während des Vogelzugs**
33. **Reduktion der Mortalität in den Winterquartieren**
34. **Erziehung der Öffentlichkeit dazu: a) die Jagd in bestimmten Jahren zu fördern**

bzw. einzuschränken; b) die Umweltbedingungen für die Enten zu verbessern: c) Gesetze und Vorschriften zu respektieren; d) beizutragen zu Maßnahmen zur Verbesserung der Bestände

35. **Qualitative Verbesserung der Ausbildung der Jäger**
36. **Verhindern, dass exotische Tierarten eingeführt werden**
37. **Kontrolle der Räuber in bestimmten Situationen**
38. **Reduktion der Verluste durch verletzte und nicht aufgefundene Tiere durch bessere Ausbildung, bessere Regelungen, Waffen, Netze und Apportierhunde**
39. **Reduktion der Kontakte zwischen gezüchteten und wild lebenden Vögeln, um Krankheiten zu reduzieren**
40. **Rotation der Gebiete der Nahrungsaufnahme, um Krankheiten zu minimieren; bisweilen auch Elimination von Gebieten der Nahrungsaufnahme**
41. **Kontrolle der Krankheiten übertragenden Insekten**
42. **Förderung landwirtschaftlicher Anbaumethoden, von Trockenlegungs- und Gewässerbegradigungsmaßnahmen, die für Enten förderlich sind**
43. **Verhinderung von Feuer**

Wie man sieht, kommen einige dieser Eingriffe sicherlich der Umwelt zugute, während andere reine Lippenbekenntnisse sind (z. B. die »Reduzierung der Verschmutzung der Weltmeere«). Andere schließlich implizieren einschneidende Eingriffe in die Umwelt (wie das Anlegen von Pflanzungen oder die Umleitung von Fluss- und Bachläufen) oder sie schaden der physischen Integrität der Tiere (wie der Einsatz von Vögeln mit gestutzten Flügeln).

In den USA und in Kanada kauft die große Jagdorganisation »Ducks Unlimited« Land und managt dies in der Weise, um die größtmögliche Zahl von Enten für die Jagd anzulocken. Die Eingriffe umfassen künstliche Überschwemmungen, Trockenlegungen, Umlenkung von Flussläufen, Fütterung mit Getreide, Veränderung der Vegetation und Bekämpfung der Räuber. Die von dieser Organisation kontrollierten Gebiete sind in der Tat reich an Wasservögeln und das könnte naive Gemüter täuschen und zu der Ansicht verleiten, indirekt sei die Jagd ein Hebel zum Schutz der Natur (*Abbildung 8).* Tatsächlich aber haben derlei Aktivitäten sehr wenig mit Naturschutz zu tun. Heute versteht man darunter den Schutz ganzer Ökosysteme und nicht einzelner Tierarten. Was Ducks Unlimited fördert, das sind künstliche Ökosysteme, in denen der Mensch den Input (Nahrung) und den Output (hohe Abschussquoten und Ausschaltung natürlicher Predatoren) optimiert. Und wenn in solchen Umgebungen einige Tierarten in übermäßiger Anzahl

Abbildung 8. **Gedenktafel am Eingang von Skinner's Marsh, einer von den Ducks Unlimited, Kanada, in den Jahren 1978/79 eingerichteten Feuchtzone im Qu'Appelle-Tal, südlich des Katepwa-Sees, Saskatchewan, Kanada.** *{Foto: c. Consiglio)*

vorhanden sind, dann gibt es andere in viel geringeren Populationen (die Raubtiere nämlich), als unter »natürlichen« Bedingungen der Fall wäre.

Gebiete, die in dieser Weise bewirtschaftet werden, sind für bestimmte Wildtierarten besonders attraktiv und können wie eine Falle funktionieren, in die die Fauna aus angrenzenden Gebieten gelockt wird. Die hohen Jagderträge solcher gemanagten Regionen können auch eine Erklärung für die Verarmung der Fauna des Kontinents insgesamt sein.

Dank des Jagdmanagements können Populationen bestimmter Tierarten exzessiv anwachsen. Wie das französische Büro für Jagdangelegenheiten sagt, herrscht in einem ökologisch intakten Wald ein Gleichgewicht zwischen Flora und Fauna, wenn die Pflanzen sich reproduzieren können (d. h. wenn die Fauna nicht so zahlreich ist, dass sie die nachwachsende Vegetation zerstört, denn im anderen Fall kann sich der Wald nur dank des Eingriffs durch den Menschen erneuern). Der Punkt des Umschlags in ein Ungleichgewicht ergibt sich in den euro-

päischen Wäldern, wenn es in den reichsten Wäldern mehr als 26 Rehe (oder 4 Rothirsche plus 9 Rehe) pro km^2 gibt; in den ärmeren Wäldern dagegen darf die Zahl von 10 Rehen pro km^2 nicht überschritten werden (550).

Die *carrying capacity* für Rehe in drei polnischen Wäldern beträgt 29, 17 bzw. 14 Tiere pro km^2 (589).

In *Tabelle 10* stehen die Werte für die *carrying capacity* für den Rothirsch in einigen europäischen Ländern, wie sie von den jeweiligen Autoren angegeben werden (736). Aus den Werten ersieht man, dass die überwiegenden Angaben zwischen 1 und 4 Tieren pro km^2 liegen.

Tabelle 10. **Carrying capacity beim Rothirsch in verschiedenen europäischen Ländern (736) (Exemplare pro km^2)**

Österreich	**1-4**	**Portugal**	**ca. 4-5**
Belgien	**2,5-4**	**Deutschland**	**1,5-2,5**
Bulgarien	**0,5-2,5**	**Schottland**	**2**
Frankreich	**0-4**	**Slowakei**	**maximal 2,5**
Niederlande	**2-4**	**Schweden**	**1-2**
Polen	**1**	**Ungarn**	**2**

In den alten Bundesländern gibt es (1986) 85000 Rothirsche und 1 700000 Rehe; die Ausdehnung der Wälder beträgt 73000 km^2 (780). Die durchschnittliche Dichte an Rothirschen beträgt also 1,2 Exemplare pro km^2 Wald, die an Rehen 23,3. Die Schätzungen jedoch könnten nicht exakt und die tatsächliche Populationsdichte auch doppelt so hoch sein; jedenfalls war dies immer das Resultat, wenn eine bestimmte Population zur Gänze abgeschossen wurde (353). Diese enorm großen Populationen werden künstlich durch die Verteilung von Futter im Winter erhalten, dem sogar Hormone beigemischt sind, um das Wachstum des Geweihs zu fördern (306). Selbst wenn man sich an die offiziellen Schätzungen hält, wäre die Dichte der Rehpopulationen auch für einen gesunden Wald nur gerade noch tragbar. Tatsächlich aber sind die Wälder in den Niederungen, die einst als Orte des Überwinterns dienten, in schlechtem Zustand und aufgrund des dichten Straßen- und Schienennetzes, der Einzäunungen und der Siedlungen für die Tiere kaum mehr erreichbar. So halten sich die Rothirsche auch

im Winter gezwungenermaßen und in viel zu großer Zahl in ihren Sommerquartieren, den großen Staatsforsten, auf, was nicht ökologisch ist, da ihnen das Winterquartier fehlt (659).

Die Schäden sind dokumentiert. In Bayern hat man Vergleiche angestellt zwischen Waldgebieten, zu denen die Tiere freien Zugang haben, und solchen, bei denen durch Einzäunungen der Zugang unmöglich gemacht wurde. In den Gebieten mit freiem Zugang wurde die Häufigkeit des Vorkommens der unten aufgelisteten Pflanzen auf die bei jeder Art angegebene Prozentzahl reduziert (wobei das Vorkommen in eingezäunten Gebieten jeweils gleich 100 Prozent gesetzt ist) (497):

Buche	99%	Heidekraut	20%
Bergahorn	76%	Weißtanne	8%
Weide	47%	Brombeerstrauch	6%
Walderdbeere	45%	Himbeerstrauch	4%
Schneeball	42%	Holunder	0%
Blaubeere	27%	Zitterpappel	0%
Eberesche	25%	Ulme	0%

Seit Jahrzehnten stehen die Rehe jedem Versuch im Wege, die monotonen, vom Menschen angepflanzten und in Deutschland verbreiteten Fichtenwälder der Bergregionen durch sich selbst erneuernden Mischwald zu ersetzen (788). Aber selbst in den Mischwäldern der Mittelgebirge, in denen noch ein großer Artenreichtum herrscht, ist eine natürliche Selbsterneuerung nicht mehr möglich, denn die Rehe fressen alle Jungpflanzen auf oder reduzieren sie im Laufe der Jahre doch auf eine Art Bonsaiformat (353).

In Gebieten der alten Bundesländer, wo die Dichte der Rothirsche zwischen 4,5 und 10 Exemplaren pro km^2 Wald liegt, da schwankt der Prozentsatz der abgefressenen Triebe im Verhältnis zur Gesamtzahl zwischen 16,8 und 40,8 Prozent. Die Schäden könnten fast vollständig vermieden werden, wenn der Mensch die Wildfütterung über das ganze Jahr ausdehnte (737). Allerdings hätte ein derart künstliches System wenig mit der Bewahrung der Natur zu tun. Im Gegenteil, wir hätten es dann eher mit Tierhaltung als mit Ökologie zu tun.

3
Die »Schädlinge«
Verkannte Helfer

Wo immer ein Fuchs, gleich welcher Art, auch nur im Geringsten die Interessen des Menschen berührt, da bringt ihm seine Nahrungssuche unfehlbar einen schlechten Ruf ein.
H. G. Lloyd (451)

Den Theorien zufolge, die wir bislang untersucht haben, sei Jagd möglich, ohne dass die natürlichen Populationen exzessiv dezimiert oder überhaupt reduziert werden, ja, die Bestände werden sogar über ihre »natürliche« Größe hinaus vermehrt. In jedem Fall (wenn man einige Formen des Managements ausnimmt) ist es immer eine der Hauptsorgen all dieser Theorien, eine ausreichende Größe der Wildtierpopulationen sicherzustellen, nicht zuletzt weil man um so mehr Tiere jagen kann, je mehr Tiere es gibt.

Aber mit der Theorie von den »Schädlingen« ist die Dezimierung bestimmter Wildtierpopulationen nicht mehr bloß eine Begleiterscheinung oder hinzunehmende Konsequenz der Jagd, sondern das erklärte Ziel der Jagd selbst.

In den meisten Ländern ist es den Jagdbehörden gesetzlich erlaubt, im Falle von bereits eingetretenen oder befürchteten Schäden die Jagd auch auf ansonsten geschützte Arten oder außerhalb der zulässigen Jagdzeiten zu erlauben. In einigen Ländern jedoch gibt es für die als schädlich erachteten Arten keinerlei Schutz, sie dürfen das ganze Jahr über geschossen werden. In Großbritannien beispielsweise können 13 Vogelarten während des ganzen Jahres bejagt werden, was in offenem Widerspruch zur EG-Richtlinie zum Schutz der Wildvögel steht, die die Jagd auf Vögel während der Brutzeit, der Aufzucht der Jungen und, bei den Zugvögeln, während des Zugs zu und von den Nistplätzen verbietet.

Die Schäden, für die man Wildtiere am häufigsten verantwortlich macht, sind: Schäden in der Land- und Forstwirtschaft, beim Fischfang und in der Fischzucht, die Erbeutung von Haustieren sowie die Verbreitung von Krankheiten. Wir sprechen hier nicht von den Schäden, die die Tiere eventuell in ihrer eigentlichen Lebensumgebung anrichten, denn dadurch sind keine Aktivitäten des Menschen betroffen. Diese Fragen wurden bereits in Kapitel 3 erörtert. Wir sprechen auch nicht von Unfällen mit Flugzeugen, denn der Abschuss von Vögeln (meist Möwen), um dem Risiko von Flugzeugunglücken im Bereich der Flughäfen vorzubeugen, wird nicht von Jägern durchgeführt, sondern von speziell dafür ausgebildetem Sicherheitspersonal.

Natürlich ist die Tötung von Tieren nicht die einzige Methode, um Schäden vorzubeugen, die sie eventuell verursachen könnten. Es gibt zahlreiche Alternativen, die von Netzen und Schutzzäunen bis hin zu einer Umkonditionierung reichen. Schließlich können die Behörden auch die Schäden ersetzen, wie man das im Falle einiger seltener Tierarten tatsächlich tut.

In den folgenden Abschnitten werden die einzelnen Tierarten nach verwandtschaftlichen Ähnlichkeiten durchgegangen, die im Ruf stehen, Schäden zu verursachen, und wir werden versuchen herauszufinden, ob sie tatsächlich schädlich oder vielleicht sogar nützlich sind. Wir werden auch prüfen, ob die Jagd ein effektives Mittel zur Schädlingsbekämpfung ist und ob es Alternativen gibt, die Schäden zu reduzieren.

Kormoran

Kormorane (*Phalacrocorax carbo)* sind Vögel, die im Sturzflug ins Wasser tauchen, um Fische zu fangen. Der europäische Kormoran verzehrt pro Tag zwischen 250 und 1000 Gramm Fisch (193). Das ist auch der Grund, warum er in einigen Ländern besonders stark verfolgt wird. Zum Beispiel wurden in Schleswig-Holstein 1985 46 Tiere und 1986 38 Tiere abgeschossen (353).

Umstritten ist allerdings, welchen Schaden diese Vögel dem Fischfang tatsächlich zufügen. Einigen Autoren zufolge richten sie sehr

große Schäden an, andere dagegen meinen, die Schäden seien nicht relevant, ja, die Präsenz der Vögel sei sogar vorteilhaft (193). Der Zwergkormoran, eine afrikanische Art, fängt besonders gerne Fische, die Fischeier fressen, sowie Fischarten, die für den Fischfang keine kommerzielle Bedeutung haben. Damit recycelt der Zwergkormoran die in ihnen enthaltenen Nährstoffe und reduziert die Nahrungskonkurrenz zugunsten der vom Fischfang bevorzugten Arten, und vielleicht trägt er sogar dazu bei, die Verbreitung von Parasiten einzudämmen (93). In *Tabelle 11* und *12* werden die Schäden für den Fischfang und die Fischzucht aufgeführt, wie sie von verschiedenen Autoren angegeben werden.

Tabelle 11. **Schäden durch Kormorane im Fischfang (in Prozent der Gesamtmenge des kommerziellen Fischfangs, aber unter Ausschluss der Sportfischerei)**

bibliogr. Verweis	Art	Ort	Schaden (in Prozent)
(447)	Kormoran	Malawisee	1
(471)	Kormoran	Dänemark	1
(522bis)		Nördl. Kasp. Meer	1,5
(656)		Schweiz	1,7
(93)	Zwergkormoran	Zentralafrika	3,7
(744)	Kormoran	Ijsselmeer	10

Tabelle 12. **Schäden durch Kormorane an Fischzuchtanlagen (in Prozent der Erträge der Anlagen)**

bibliogr. Verweis	Art	Ort	Schaden (in Prozent)	Bemerkungen
(355)	Kormoran	Cainargue	24	bezogen auf einjährige Karpfen
(38)	versch. Arten		50	
(505, 567 568)		Holland	25-90	bezogen auf ein- und zweijährige Karpfen und unter Einschluss verletzter Fische
(506)	Kormoran	Ijsselmeer	20-97	

Wie man aus dem Vergleich der beiden Tabellen ersieht, ist der Schaden für die Fischzuchtanlagen erheblich größer. In freier Natur sind die Verluste eigentlich vernachlässigbar gering. In den Fischzuchtanlagen gibt es im Unterschied zu den natürlichen Bedingungen eine extrem hohe Fischdichte und deshalb versammeln sich die Kormorane. Die Fische sind den Vögeln rettungslos ausgeliefert; sie fallen ihnen in großer Zahl zur Beute, unzählige werden verletzt, viele flüchten in den Schutz der Ufervegetation, wo sie eine leichte Beute für die Fischreiher werden. Und bei dieser ständigen Bedrohung kommt noch hinzu, dass sich die Fische nicht mehr richtig ernähren, dass sie abmagern und leichter krank werden (506).

Fischreiher

Auch die Fisch- oder Graureiher *(Ardea cinerea)* werden aufgrund der Schäden, die sie angeblich verursachen, stark verfolgt. Allein in Bayern führten die zur Schadensbegrenzung genehmigten Abschüsse von Graureihern zu einem Rückgang der brütenden Paare von 1150 Ende 1975 auf nur noch 663 im Jahr 1985 (353).

Die Fangtechnik der Fischreiher unterscheidet sich von der der Kormorane. Sie stehen oder waten im flachen Wasser und fangen die Fische mit ihrem langen Schnabel. Ein Graureiher verzehrt zwischen 300 und 800 Gramm Fisch pro Tag (170,193,462,534). Man schätzt, dass die Graureiher 6,3 Prozent der Forellen in den Bächen fischen (271).

Tabelle 13 zeigt die Schäden durch Reiher an Fischzuchteinrichtungen gemäß den Angaben verschiedener Autoren.

In den Anlagen zur Karpfenzucht in Belgien und Holland fangen die Graureiher im Durchschnitt 7,2 Fische pro Tag, wenn die Bedingungen normal sind, d.h. wenn die Teiche eine Dichte von 100-5000 Fische pro Hektar (ha) aufweisen. Aber wenn die Teiche trockengelegt werden und die Fischdichte auf 10000-80000 pro ha ansteigt, dann fangen die Reiher 11,2 Fische am Tag. Und in den Becken, wo die Fische schließlich geerntet werden und die Dichte auf weit mehr als 100000

Tabelle 13. **Schäden an Fischzuchtanlagen durch Reiher**

bibliogr. Verweis	Ort	Reiherart	Fischart	Schaden (in Prozent)
(28-29)	Israel	Nachtreiher		1,9
(28-29)	Israel	Seidenreiher		14
(115)	England und Wales	Graureiher	Forelle	<0.5
(193)	Belgien und Holland	Graureiher	Karpfen	8

pro ha ansteigt, da fangen die Reiher 21,5 Fische am Tag (193). Genau wie die Kormorane verursachen die Reiher erheblich größere Schäden, wenn die Fischdichte hoch ist, als sie in der Natur je anrichten könnten. Aber die Reiher sind weniger schädlich als die Kormorane, weil sie im seichten Wasser watend oder stehend jagen und somit nicht dahin gelangen, wo das Wasser tiefer ist.

Der Graureiher fängt zumeist tote und kranke Fische und übt daher eine »gesundheitspolizeiliche« Funktion aus. Eigentlich ist er nützlich (170).

Gänsesäger und Zwergsäger

Gänsesäger (*Mergus merganser)* gehören zu den Entenvögeln, die sich von Fischen ernähren. Sie sind an diese Nahrungsquelle besonders angepasst: Säger besitzen im Unterschied zu den Plankton fischenden Wildenten am Schnabelrand kleine sägenartige Einkerbungen, mit denen sie bei ihrer Unterwasserjagd Fische fangen und festhalten können. Ein Gänsesäger verzehrt zwischen 400 und 500 Gramm Fisch pro Tag (207,774,785). Über die Schäden, die sie verursachen können, gibt es wenige aussagekräftige Daten. P. F. Elson schätzt, dass 80 Prozent der Lachse in den kanadischen Flüssen, die in den Atlantik münden, vom Gänsesäger erbeutet werden (207), aber diese Schätzung hält Dirk Draulans für falsch (193). Nach einer anderen Schätzung werden weniger als 1 Prozent der Fische im Ijsselmeer, Holland, vom Zwergsäger (*Mergus albellus)* erbeutet (189).

Eisvögel und Gürtelfischer

Die Eisvögel (*Alcedinidae*) und ihre Verwandten sind außerordentlich schöne Vögel, die sich hauptsächlich von Fisch ernähren. In Neuschottland, Kanada, wurde beobachtet, dass die Nahrung der Riesenfischer entlang des Flusses Margaree zwischen 5,2 und 87,2 Prozent aus Lachs besteht. Nachdem man 79 Riesenfischer und 18 weitere fischfressende Vögel abgeschossen hatte, stieg im Jahr 1938 die Zahl der Lachse, die den Fluss Richtung Meer herabschwammen, von 1834 im Jahr zuvor auf 4065 (773).

Die Wirksamkeit der Bejagung fischfressender Vögel und alternative Methoden

Manche Autoren gehen davon aus, dass der Abschuss fischfressender Vögel (insbesondere der Reiher und Säger) die Zahl der Fische, die von diesen Vögeln in Flüssen und Teichen erbeutet werden, drastisch reduziert (207,404,674,773). Ihre Resultate jedoch werden von Draulans bezweifelt. Seinen Erkenntnissen zufolge ist der Abschuss ineffektiv, denn nur ein kleiner Teil der Vögel wird erlegt, und alsbald wird dieser Verlust durch Zuwanderung ersetzt (192,747). Auch wenn man die Vögel einfängt und in großer Entfernung von den Fischzuchtbetrieben wieder aussetzt, wie man das z. B. mit Graureihern oder Zwergrohrdommeln versucht hat, bringt das nicht viel; denn abgesehen davon, dass solche Maßnahmen sehr viel Zeit erfordern, kehren die Vögel früher oder später wieder zurück. Die Populationen von Zwergrohrdommeln konnten zwar tatsächlich nachhaltig reduziert werden, aber es ist nicht bekannt, ob dadurch die Verluste in den betreffenden Fischzuchteinrichtungen in irgendeiner Weise zurückgegangen wären (192,516,747).

Man hat zahlreiche Methoden vorgeschlagen, die alle den Zweck haben, die Vögel zu erschrecken. Attrappen von Beutegreifern, Fähnchen, Schreckschussanlagen, Leuchtkugeln, Vogelscheuchen, Hubschrauber und Flugzeuge scheinen aber allesamt ziemlich unwirksam

(192,740). Bisweilen hat das Abspielen von auf Band aufgenommenen Angstrufen der in Frage stehenden Vogelarten Wirkung gezeigt, meist aber nur in der unmittelbaren Nähe des Lautsprechers (192). In Deutschland hat der Ruf des jungen Graureihers tagsüber Wirkung gezeigt, nicht aber nachts (46). In Israel hat sich das Beschallen mit den Angstschreien zuerst des jungen und dann des erwachsenen Nachtreihers alle 20 Minuten die ganze Nacht hindurch als äußerst wirksam erwiesen, die Reiher von den Fischteichen fern zu halten. Der Effekt war nachhaltig, und noch sechs Monate später verharrten 17 Prozent der Nachtreiher (*Nycticorax nycticorax)* bewegungslos, nachdem der Angstschrei abgespielt worden war (683).

Vielversprechend sind »ökologische« Lösungen. Die Reiher z.B. können im tiefen Wasser und an steilen Ufern nicht fischen. Wenn man Fischteiche oder Fischzuchtanlagen unter Berücksichtigung dieser Kriterien einrichtet, kann das eine sehr effektive Vorbeugung sein (192). Um Kormorane abzuschrecken, hat man Nylonschnüre etwa 30-40 cm hoch über der Wasserfläche von Fischteichen gespannt. Diese Schnüre stören die Vögel beim Ein- und Auftauchen. Aber die Kormorane gewöhnen sich schnell an die Situation, sodass diese Maßnahmen nur dann auf Dauer wirkungsvoll sind, wenn die Schnüre so dicht gespannt sind, dass die Vögel überhaupt nicht durchkommen können (192,506). Über Kreuz gespannte Schnüre sind auch gegen Graureiher wirkungsvoll, parallel gespannte Strippen zeigen keine Wirkung (740).

Schwäne

Der Höckerschwan (*Cygnus olor)* ist in fast allen Ländern geschützt, in denen er vorkommt. In Deutschland jedoch darf er gejagt werden (Sing- und Zwergschwan unterliegen in der BRD nicht dem Jagdrecht). Zur Rechtfertigung dieser Besonderheit wird im Allgemeinen angeführt, dass diese Art unverträglich mit anderen Wasservögeln sei. Zudem würde der Schwan indirekt die Fischbestände schädigen, da er bestimmte Wasserpflanzen frisst. Die Schäden würden sogar noch

zunehmen, wird behauptet, da sich die Population der Höckerschwäne explosionsartig vergrößere. Das alles sind aber lediglich Vorwände. Die Population in einem bayerischen Stausee lag zwischen 1961 und 1977 stabil bei 500 Exemplaren (624, 626); auch die gesamte in Bayern überwinternde Population blieb von 1969/70-1976/77 stabil (738). In der Tat, denn Schwäne können sich nicht über eine bestimmte Anzahl hinaus vermehren. Zur Paarungszeit erobern sie sich ein bestimmtes Territorium, das sie gegenüber ihren Artgenossen zu behaupten versuchen. In dieser Zeit fressen sie allenfalls 10 Prozent der zur Verfügung stehenden Wasserpflanzen. Diese Ausdünnung der Wasserpflanzen ist auf der anderen Seite vorteilhaft für die Fische, denn tendenziell nehmen die Wasserpflanzen aufgrund der vom Menschen verursachten Überdüngung überhand und sorgen für ein Sauerstoffdefizit in der Nacht (wenn die Photosynthese nicht möglich ist) wie auch im Herbst (wenn die Pflanzen absterben). Und schließlich sind die Höckerschwäne nur in den städtischen Parks an Flüssen und Teichen, die auch von Menschen besucht werden, aggressiv zu anderen Wasservögeln. Das aber liegt an den unnatürlichen Bedingungen, und zwar insbesondere daran, dass die Menschen die Tiere füttern, was viele Vögel anlockt, vor allem Enten und Möwen (626). Aber niemand würde fordern, die Jagd in den städtischen Parks zu eröffnen!

Gänse

Gänse können in der Landwirtschaft Schäden verursachen, weil sie auf den Äckern fressen. In vielen Ländern werden die Bauern für solche Verluste durch die öffentliche Hand entschädigt; daher ist auch die ungefähre Schadenshöhe bekannt. Die Daten dazu finden sich in *Tabelle 14.*

In Dänemark werden Schäden nur durch Wildgänse verursacht. Auch 4000 Ringelgänse (*Branta bernicla)* überwintern hier, geben aber keinen Anlass zu Klagen (243,246). In Frankreich (474) und in Schweden (593) sind die Schäden sehr gering. Aufs ganze Land bezogen, kann man auch in England die Schäden vernachlässigen, in

Tabelle 14. **Schäden durch Gänse**

Jahr	bibliogr. Verweis	Ort	Art	Schäden	Bemerkungen
1965-74	(165)	Wisconsin	Kanadagans	5.040 $	Jahresmittel
1975	(662)	Schleswig-Holstein (BRD)	Ringelgans	15.000 DM	
1976	(662)	Schleswig-Holstein (BRD)	Ringelgans	15.000 DM	
1976-81	(396)	Dümmer (BRD)	Graugans	67.000 DM	
1983	(396)	Fehmarn (BRD)	Graugans	7.500 DM	
1983	(396)	Wattenmeer (BRD)	Ringelgans	332.000 DM	
1983	(748)	Niederlande	nicht spez.	1.158.000 Gulden	

einigen Gebieten gibt es aber Probleme (543,546). Der Ernteverlust durch die Ringelgans kann hier zwischen 0,03 und 1,3 Doppelzentner pro Hektar betragen (699).

Um die Schäden durch Wildgänse in Grenzen zu halten, trifft man bisweilen eine radikale Maßnahme: Man schießt die Vögel ab. Aber immer häufiger greift man auch zu Alternativen. Auf der Insel Texel, Holland, wurde ein Schutzgebiet für Wildgänse eingerichtet, und man versucht, die Vögel aus den Zonen, wo sie Schäden anrichten, dorthin zu treiben (595). Ein ähnliches Vorgehen wird in Dänemark praktiziert (246). In den Niederlanden (199), Dänemark (246) und Schweden (593) werden sie mit Schreckschussanlagen verjagt. In Schweden benutzt man auch Windmühlen, Aluminiumstreifen und Attrappen von Raben (593).

1982 erprobte man in Jütland die Vogelscheuche »Charlie«. Ihre Aufgabe sollte es sein, die Kurzschnabelgans (*Anser brachyrhynchos)* von einem Feld fernzuhalten. Charlie war 2 Meter hoch und mit einem batteriebetriebenen Motor ausgestattet, der dafür sorgte, einen Arm der Vögelscheuche alle 10 Minuten zu heben. In der ersten Woche zeigte er Wirkung, dann aber gewöhnten sich die Wildgänse an seine Gegenwart und näherten sich Charlie bis auf 10 Meter (245).

Um die Wildgänse in Kanada von bebauten Feldern zu verjagen, wurde vorgeschlagen, sie mit Carbaminat (3,5-Dimethyl-4 Methyl-

phenyl-N-Methyluretan) einzusprühen. Das ist eine Substanz, die die Gänse fernhält, sie aber nicht tötet. Jüngere Forschungen zeigen jedoch, dass man eine bessere Ernte erhält, wenn man die Wildgänse schützt, anstatt sie zu verfolgen. In Belgien hat sich das Risiko einer übermäßigen Abweidung der eingesäten Felder reduziert, nachdem man den Abschuss der Vögel 1981/82 verboten hat. Die Schutzmaßnahmen haben nämlich dazu geführt, dass sich die Wildgänse besser verteilten, während sie zuvor in den Schutzgebieten zusammengeballt waren (422). In Wisconsin hat man beobachtet, dass die Kanadagans *(Branta canadensis)* in den Maisfeldern meistens nicht die Pflanzen selbst frisst, sondern die Ähren, die bei der Ernte zu Boden fallen. Durch diese Entnahme organischer Stoffe könnte es zu einem Rückgang der Fruchtbarkeit des Bodens kommen, der aber bei weitem durch die Exkremente der Gänse kompensiert wird, die ihrerseits für eine gute Düngung des Bodens sorgen (165).

Greifvögel

Die tagaktiven Raubvögel sind lange Zeit stark verfolgt worden, weil man befürchtete, sie würden die Jagdwildbestände dezimieren. Eine derartige Argumentation kommt einer Petitio principii gleich und ist folglich unannehmbar (denn das hieße, die Notwendigkeit der Jagd zu behaupten durch die Notwendigkeit, die Jagd zu schützen). Häufig wurde die Jagd auf Raubvögel das ganze Jahr über ausgeübt, ohne jede Schonzeit. Mit der Zunahme des ökologischen Bewusstseins und der Kenntnisse über die Rolle der Raubvögel in den Ökosystemen sowie aufgrund der wachsenden Besorgnis über den Rückgang der natürlichen Bestände bei fast allen Arten wurde zu Beginn des Jahres 1970 in fast allen europäischen Ländern ein absolutes Jagdverbot für Raubvögel verhängt. In einigen Ländern aber unterliegen die Raubvögel weiterhin dem Jagdrecht.

In einigen Bundesländern (Bayern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein) unterliegen Habicht und Bussard dem Jagdrecht (werden aber in der Regel ganzjährig geschont; A.d.R.). Diese Raubvögel macht man

für die Dezimierung der Populationen von Hase, Wildkaninchen, Ringeltaube, Fasan, Rebhuhn, Birk- und Auerhuhn verantwortlich. Tatsächlich jedoch ernähren sich die meisten Raubvogelarten von Nagern und Insekten. In Siena bilden Insekten 60 Prozent der Nahrung des Bussards, 18 Prozent sind Reptile, 8 Prozent Nagetiere, 6 Prozent Insektenfresser und 4 Prozent Amphibien (458). Wie das französische Büro für Jagdangelegenheiten feststellte, machen Kleinsäuger (und das sind in der Regel Nager) 70 Prozent der Beute des Bussards aus (549). In den alten Bundesländern der BRD gehören Fasane mit weniger als 1 Prozent zur Beute des Habichts (67).

Man hat festgestellt, dass sich die Raubvögel in einigen Regionen auf bestimmte Beutetiere spezialisiert haben. So werden beispielsweise in Schweden im Winter 44-56 Prozent der Fasane vom Habicht geschlagen, und in diesem Fall scheint es wirklich so zu sein, dass dadurch die Fasanenpopulationen in Schweden auf einem niedrigeren Niveau gehalten werden, als es ohne Habichte der Fall wäre (384). Im Allgemeinen aber sind die Beutequoten bei Fasanen sehr niedrig, sodass sie keinerlei Einfluss auf die Größe der Populationen haben. Der Rotschwanzbussard in Alberta erbeutet nur 1,4-5,1 Prozent der erwachsenen Schneehasen und nur 0,9-2,2 Prozent der Jungen (464).

Die Freigabe der Raubvögel zum Abschuss wird auch damit begründet, dass man behauptet, ihre Populationen hätten übermäßig zugenommen. Aber zahlreiche Autoren belegen, dass es seit 1960 keine Zunahme gegeben hat, eher einen Rückgang. Nach L. Rettig waren die Schätzungen der Raubvögelbestände in Ostfriesland seitens der Jäger um das Zehnfache höher als die tatsächlichen Bestände (629). Darüber hinaus besteht heute, wie wir in Kapitel 3 dargelegt haben, eher Konsens darüber, dass die Größe der Populationen der Raubtiere durch die Populationsgröße der Beutetiere reguliert wird. Danach ist eine Dezimierung der Bestände der Beutetiere, bis hin zur Ausrottung, durch den Räuber absolut ausgeschlossen (547).

Heribert Kaichreuter ist der Ansicht, die Habichte hätten zahlenmäßig zugenommen, obwohl die Anzahl der Rebhühner zurück ging; denn an ihre Stelle traten Haustiere, vor allem Tauben und Brieftauben. Die Habichte, die also aus diesem Grunde an Zahl zugenommen

haben, wären demzufolge eine Bedrohung für das Überleben von Auer-, Birk- und Rebhühnern und anderer Wildtiere (381). Diese Argumentation ist wenig glaubwürdig, denn wenn die Zunahme der Habichte wirklich auf die Zunahme des Geflügels zurückzuführen wäre, dann würde das bedeuten, dass Habichte vor allem Tauben und Brieftauben jagten und Rebhühner und andere wild lebende Tiere vernachlässigten. Raubtiere tendieren tatsächlich dazu, sich auf die Jagd derjenigen Arten zu spezialisieren, die lokal am meisten anzutreffen und am leichtesten zu jagen sind.

Fasan

Fasane (*Phasianus colchicus),* heiß es immer wieder, würden die Maissamen nach der Aussaat von den Feldern fressen. Aber das ist wahrscheinlich nur ein Vorwand, um sie zu bejagen. Denn wenn man die Jagd auf den Fasan mit den von ihm verursachten Schäden begründet, warum werden dann Fasane ständig im Zuge von Besatzmaßnahmen ausgewildert?

Außerdem gäbe es statt des Abschusses auch hier ein alternatives Mittel, um die angeblich hohen Schäden einzudämmen. Man könnte nämlich den Samen mit einem abstoßenden Stoff behandeln, dem schon erwähnten Carbaminat, das die Nahrungsaufnahme von Mais beim Fasan um einen Faktor zwischen 20 und 40 reduziert (771).

Ringeltaube

Die Ringeltaube (*Columba palumbus)* richtet häufig Schäden in der Landwirtschaft an, besonders beim Kohl- oder Getreideanbau (Weizen, Hafer, Roggen, Gerste) (734,753). Für einen einzigen Betrieb im nördlichen Rheinland belief sich einmal der Schaden an Wirsingkohlkulturen durch Ringeltauben allein in einem Winter auf 100000 DM. Allerdings belegt eine Studie aus England, dass der Abschuss von Ringeltauben im Winter sowohl hinsichtlich der Bestandsreduktion

wie auch der Schadensbegrenzung vollkommen wirkungslos ist. Es scheint, dass es hier einen ähnlichen Kompensationsmechanismus gibt, wie wir ihn in Kapitel 1 beschrieben haben: Entweder werden die abgeschossenen Exemplare ausgeglichen durch eine geringere Mortalität (weil bei hohen Abschusszahlen weniger Artgenossen im Winter verhungern) oder es ziehen andere Exemplare aus den angrenzenden Gebieten nach (523).

Star

Der Star (*Sturnus vulgaris)* gehört zu den Zugvögeln. Er nistet in weiten Teilen Europas, allerdings nicht in Südeuropa. Zum Überwintern hält er sich vor allem in Süd-, aber auch in Westeuropa auf. In den Ländern Nord-, Mittel- und Osteuropas ist der Star geschützt, weil er als nützlich für die Landwirtschaft erachtet wird. Dort, wo er überwintert, vor allem in England und in Südeuropa, schließt er sich zu großen Schwärmen zusammen, die die Nächte auf den Bäumen vorzugsweise in den Städten verbringen. Hier verschmutzen die Stare Straßen und Autos. Tagsüber verlassen die Schwärme die Stadt und fliegen aufs Land, manchmal zig Kilometer weit, und suchen Olivenhaine, Wein-, Obst- und Gemüsegärten auf, wo sie Schäden anrichten. Daher wird der Star in allen west- und südeuropäischen Ländern für schädlich erachtet und trotz des Schutzes gejagt, der ihm gemäß der EG-Richtlinie 79/409 über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten (vom 2.4.1979) zugebilligt werden sollte.

Der Star wurde um 1890 nach Nordamerika importiert. Hier teilt er sich seine nächtlichen Ruheplätze mit anderen Schwärmvögeln aus der Familie der Stärlinge (*Icteridae*), vor allem dem Rotschulterstärling, dem Gemeinen Stärling und dem Braunkopf-Kuhstärling. Über alle diese Vögel wurde samt und sonders das Verdikt verhängt, Schädlinge der Landwirtschaft zu sein. Die durch den Star verursachten landwirtschaftlichen Schäden betreffen die unterschiedlichsten Früchte. Stare fressen vor allem Oliven und Obst, Kirschen und Trauben, und zwar nur reife Früchte. In einem Obstanbaubetrieb in England verzehrten

Stare 15 Prozent der Kirschernte, was einem finanziellen Schaden von 20000 Pfund entspricht, nicht eingerechnet die 2000 Pfund für Schreckschüsse, Sirenen und Rasseln (228).

Stare fressen auch die keimende Getreidesaat, besonders in der Nähe ihrer Nachtruheplätze. Da sich die Schwärme nicht vor November bilden, betrifft das nur die späten Getreidesaaten (228). Im Allgemeinen fallen die Ernteschäden beim Getreide nicht ins Gewicht, sie machen vielleicht 1,5 Prozent aus (188).

Stare verachten auch das Viehfutter nicht. In einem Bauernhof in England fraßen die Stare zwischen 6,4 und 12,4 Prozent des Kälberfutters. Anfänglich bestand dies aus Futterkonzentrat und später aus Gerste mit untergemischtem Futterkonzentrat. Die Stare nahmen nur die Gerste und verschmähten das wesentlich teurere Futterkonzentrat. So war es möglich, die Schäden zu reduzieren, indem man das Futter für die Kälber leicht veränderte (230). Ebenfalls in England hatte man an Milchkühe eine bestimmte Diät verfüttert, aus der die Stare zwischen 1 und 15 Prozent der darin enthaltenen Gerste fraßen, wodurch die Ausgewogenheit der Futteranteile nicht mehr stimmte. In fünf Betrieben mit insgesamt 959 Kühen fraßen die Stare insgesamt 36 Doppelzentner Gerste, was einem Wert von 3000 Pfund entspricht (231). In Tennessee verursachten die Stare nur bei 21 Prozent der 288 befragten Betriebe Schäden (286).

Auf der anderen Seite steht die Nützlichkeit des Stars als Vertilger schädlicher Insekten vollkommen außer Frage. In Polen hat man festgestellt, dass er am Tag 360 der äußerst schädlichen Engerlinge vertilgte (594). Außerdem ist er von entscheidender Bedeutung bei der Bekämpfung des Kartoffelkäfers (297), und in Italien verzehrt er große Mengen von Ölfliegenlarven, die die Olivenkulturen in besonderem Maße schädigen (623). In der Umgebung von Rom hat man festgestellt, dass der Star auch noch im Januar und Februar die am Boden liegenden Oliven frisst, wenn die Ernte längst eingefahren ist und gerade dieser Oliven sind von den Larven der Ölfliege befallen (249, 250). In Northcarolina und Virginia hat man beobachtet, dass Stare die Larven der *Heliothis zea* und der *Spodoptera frugiperda* aus den Ähren des Mais wegfressen, ohne die Pflanze selbst zu schädigen. Wenn

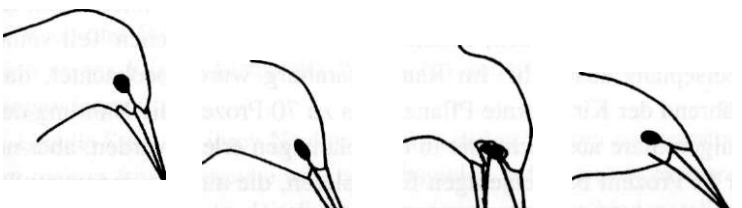


Abbildung 9. **»Prying«, die typische Art, wie der Star seine Nahrung aufnimmt. Von links nach rechts: der Star sucht nach Beute; er senkt den Kopf und führt den geschlossenen Schnabel in das Gras; er öffnet den Schnabel, die Augen richten sich zum Suchen nach vorne; die Aktion ist beendet, wenn er den Kopf wieder hebt (nach Chr. Feare) (228).**

Schäden am Mais selbst festgestellt wurden, dann war dafür der Rotschulterstärling verantwortlich (695).

Viele Insekten, von denen sich die Stare sonst noch ernähren, ziehen sie mit einer bestimmten Technik aus der Erde, dem so genannten »prying«. Ermöglicht wird dies durch den speziellen Bau des Schnabels (*Abbildung 9)* und der damit zusammenhängenden Muskulatur (228). Die Anpassung dieser Vogelart an die Ernährung von Insekten ist derart ausgeprägt, dass sich bei einem Star, der sich nur von Körnern und Pflanzen ernährt, die Hoden nicht entwickeln (3).

Man hat versucht, den Prozentsatz an tierischer und pflanzlicher Nahrung beim Star zum Kriterium für seine Nützlichkeit oder Schädlichkeit zu machen. Ein hoher Anteil tierischer Nahrung könnte tatsächlich ein Hinweis für seine Nützlichkeit, nämlich als Insektenvertilger, sein, während ein hoher Anteil pflanzlicher Nahrung ihn eher als Schädling ausweisen würde. Es handelt sich hierbei allerdings um ein kaum gewichtetes Kriterium, denn die vom Star verzehrten Insekten hätten, wären sie am Leben geblieben, höchstwahrscheinlich eine Menge an Pflanzen verzehrt, die ihr Körpergewicht bei weitem übertrifft! Jedenfalls schwanken die Resultate solcher Untersuchungen je nach Jahreszeit. Im Frühling und Sommer ernährt sich der Star fast ausschließlich von Insekten (in der ehemaligen Tschechoslowakei z. B. wurde festgestellt, dass er zur Paarungs- und Brutzeit kaum pflanzliche

Nahrung aufnimmt) (319), während im Herbst und Winter, wenn die Insekten knapp werden, Pflanzliches einen wesentlichen Teil seines Speiseplans ausmacht. Im Raum Hamburg wurde beobachtet, dass während der Kirschernte Pflanzliches zu 70 Prozent die Nahrung derjenigen Stare ausmacht, die in Obstplantagen erlegt wurden, aber nur zu 42 Prozent bei denjenigen Exemplaren, die auf den angrenzenden Wiesen geschossen wurden (305); und in Wittenberg betrug der pflanzliche Anteil an seiner Ernährung im Jahresdurchschnitt 23 Prozent (202).

Der Star soll außerdem auch Krankheiten von Haustieren übertragen, wie z.B. die Magendarmentzündung bei Schweinen und die Maul- und Klauenseuche, aber auch für bestimmte Krankheiten beim Menschen verantwortlich sein. Hier handelt es sich jedoch zumeist um Laboruntersuchungen, und es gibt keinerlei Beweis, dass der Star als Überträger dieser Krankheiten eine bedeutende Rolle spielt (228,720).

Gegen den Star wurde bisweilen ein regelrechter Krieg geführt. Neben dem Abschuss wurden eingesetzt: Dynamit (Belgien), Fallen (Spanien), Pestizide (Nordafrika) und organische Chlorverbindungen, von denen eines »Starlicide« heißt (Frankreich, USA), Reinigungsmittel, um sie an Kälte sterben zu lassen (USA), sowie Betäubungsmittel, a-Chloralosium und a-Glykolchloralosium (Großbritannien) (228). Aber die Wirkung war eher begrenzt. In Belgien verringerten sich die Starenpopulationen von 500 000 Exemplaren auch nach 7 Jahren nicht, obwohl jährlich 100000 Tiere getötet wurden (710). Und in Großbritannien z.B. musste man feststellen, dass bereits eine Woche, nachdem man die Hälfte der Starenpopulation auf einer Farm getötet hatte, die Zahl durch Zuwanderung wieder die alte Stärke erreicht hatte (229).

Um die Ernteschäden durch Stare einzudämmen, gibt es auch andere Methoden, deren Vorzüge darin liegen, dass sie nicht grausam sind, lediglich gegen die Schädlichkeit wirken und die Nützlichkeit der Stare erhalten. Hier hat man abstoßende Substanzen verwendet: Sie rufen bei den Vögeln Übelkeit hervor und konditionieren sie so, die behandelten Pflanzen zu meiden (374,606). Es gibt noch andere Lösungen, wie z. B. das Aufhängen von PVC-Streifen an den Eingängen

der Ställe und Scheunen, die verhindern, dass Stare hereinkommen, Mensch und Fuhrwerk aber den Zugang erlauben (230). Und zu Beginn dieses Kapitel hatten wir bereits auf andere einfache Methoden hingewiesen.

Um die Stare aus ihren Nachtquartieren in den Städten zu vertreiben, hat man in Rom Versuche mit dem Abspielen aufgezeichneter Staren-Angstschreie gemacht. Die Ergebnisse waren nicht zufriedenstellend, denn das Problem mit der Starenbelästigung wurde nur räumlich verschoben, aber nicht gelöst. Die Stadtreinigung muss eben andere Straßen reinigen.

Stärlinge

Stärlinge sind eine amerikanische Vögelgattung. Besonders zwei Arten davon werden für Schäden in der Landwirtschaft verantwortlich gemacht: der Rotschulterstärling und der Gemeine Stärling. Es sind Vögel, die sich zu Schwärmen zusammenschließen, und als große Kolonien verbringen sie vom Herbst an den ganzen Winter über die Nächte auf ihren Schlafplätzen in den Bäumen, oft gemeinsam mit Staren. Von hier aus starten sie zur Nahrungssuche in die Felder, vor allem in die Maisfelder. Ihre Ausflüge führen sie manchmal 20, 30 oder mehr Kilometer weg. Eine solche Kolonie in Tennessee zählte bis zu 10 Millionen Exemplaren. Davon waren gut 70 Prozent Gemeine Stärlinge, etwa 20 Prozent Rotschulterstärlinge, unter 9 Prozent Stare und weniger als 2 Prozent Braunkopf-Kuhstärlinge. Das Gebiet ihrer Futtersuche betrug etwa 219 000 ha. Mais bildete beim Gemeinen Stärling 54 Prozent der Nahrung, beim Rotschulterstärling 30 Prozent, beim Star 28 Prozent und beim Braunkopf-Kuhstärling 22 Prozent. Zum großen Teil wurde der Mais von bereits abgeernteten Felder gefressen und zu einem kleineren Teil auch von den Futterstellen der Rinder und Schweine. Und nur hier wurde auch Schaden angerichtet, der aber minimal war: Zwischen 0,8 und 1,6 Prozent des Mais aus dem Rinderfutter wurde weggefressen und weniger als 0,25 Prozent aus dem Schweinefutter (775). Stärlinge fressen den Mais auch direkt von

der Ähre. In den USA produzieren 24 Bundesstaaten 97 Prozent der amerikanischen Maisernte; nur 1,82 Prozent der Ähren wurden von den Vögeln geschädigt. Insgesamt bedeutet das einen Verlust von vermutlich weniger als 1 Prozent (702). In Ontario wurden die Verluste durch den Rotschulterstärling und den Gemeinen Stärling auf nur 0,7 Prozent der Ernte geschätzt (731).

Von insgesamt 288 Landwirtschaftsbetrieben in Tennessee beklagten nur 10 Prozent Schäden durch Stärlinge (286). Und in der Tat sind die Schäden auf bestimmte Gegenden begrenzt, nämlich auf die Gebiete in der Nähe der großen Schlafkolonien (779).

Einige Autoren sind folgender Ansicht: Wenn der Rotschulterstärling den Mais direkt von der Ähre frisst, dann wird die Ähre dadurch zu weiterem Wachstum angeregt, das den Schaden sogar kompensieren könnte (195). Andere wiederum bestreiten eine solche Kompensation (787).

Auf der anderen Seite ist der Rotschulterstärling auch nützlich, denn er vernichtet den Maiszünsler, eines der für den Mais schädlichsten Insekts (56). In der Brutzeit sind Insekten die Hauptnahrungsquelle des Rotschulterstärlings (778).

Die Verfolgung der Stärlinge ist nur von geringer Wirkung. In Tennessee wurden 1977 eine Million Stärlinge mithilfe von Chemikalien getötet, d. h. etwa 90 Prozent aus jener großen Winterkolonie, von der schon die Rede war. Aber bereits zwei Wochen später war die Population wieder auf dem alten Stand (775).

Autoren haben vorgeschlagen, gegen die Stärlinge Avitriol oder 4-Aminopyridin einzusetzen, eine Substanz, die bei den Vögeln auffällige Symptome auslöst (von qualvollen Lauten begleitete Zuckungen und Krämpfe) und schließlich zum Tod führt. Dieses Szenario sollte Artgenossen abschrecken und dazu bringen, die Gegend zu verlassen (66,179,180,266,697,698). Zum Glück ergaben Wirtschaftlichkeitsrechnungen für die meisten Betriebe, dass sich die Kosten für die durch solche Maßnahmen erhofften Vorteile nicht rechneten (679).

Auch zur Bekämpfung der Schäden durch Stärlinge gibt es zahlreiche alternative Methoden. Die Wirksamkeit des bereits mehrfach erwähnten Carbaminat wird von mehreren Autoren behauptet (65,301,

302,517,519,634,696,772,786), von anderen hingegen bestritten (380). Carbaryl soll ebenfalls Wirkung zeigen (786). Ferner wurde vorgeschlagen, dem Viehfutter Dimethyl-Anthranilat beizumischen, eine ungiftige Substanz, die von den Vögeln verschmäht, von Säugetieren aber angenommen wird (482).

Man kann auch eine Aufzeichnung des Angstschreis dieser Vogelart abspielen, wobei es nicht notwendigerweise für jede Art ein spezifischer Angstruf sein muss: Der Schrei des *Xanthocephalus xanthocephalus* bewegt nicht nur diese Art zur Flucht, sondern auch den Rotschulterstärling, den Gemeinen Stärling, den Braunkopf-Kuhstärling und den Star (197).

Die Schäden an den Maisähren durch Stärlinge sind am größten, je frühzeitiger der Mais reift. Die Landwirtschaft kann daher profitieren, wenn der Mais später ausgesät wird oder wenn langsamer reifende Arten kultiviert werden (102). Das Wegfressen des Viehfutters durch die Stärlinge kann dadurch reduziert werden, dass man es nicht einfach auf den Boden streut (286).

Singdrossel und Amsel

Singdrosseln *(Turdus philomelus)* und Amseln (*Turdus merula)* können Obstplantagen schädigen. Es gibt darüber nicht sehr viele Daten, aber es scheint, als seien die Schäden nicht besonders groß. In vier Schweizer Kantonen (Thurgau, Zürich, Luzern und Bern) fügten Wacholderdrosseln und Amseln Apfelplantagen folgende Ernteschäden zu: 4,7 Prozent von Golden Delicious, 2,5 Prozent von Jonathan und 2 Prozent von Gravensteiner (496).

Spatzen

Spatzen oder Sperlinge werden für vielfältige Schäden in der Landwirtschaft verantwortlich gemacht, und unter diesem Vorwand werden sie in den Mittelmeerländern gejagt trotz des Schutzes, den sie nach der EG-Richtlinie 79/409 genießen.

Spatzen, insbesondere Hausspatzen, aber auch Feld- und Weidensperlinge, verzehren beträchtliche Mengen von Weizen- und Gerstenkörnern und anderer Getreidearten. In der Gegend von Zulawi (Polen) nahmen die Schäden durch den Sperling so überhand, dass die Wintersaat von Gerste wirtschaftlich nicht mehr lohnte (779). Aber die Schäden durch Spatzen sind auf bestimmte Gegenden beschränkt, besonders auf die Zonen in der Nähe ihrer Brutkolonien und ihrer Zufluchtsorte. Außerdem schädigen sie meist nur die Ränder der Felder (779).

In Kasachstan verzehren die Weidensperlinge im Schnitt 2 Prozent der gesamten Getreideproduktion, in einzelnen Bereichen können die Schäden aber auch bis zu 40 Prozent ausmachen (268, 269). An verschiedenen Orten in Europa schwanken die Mengen, welche Hausspatzen an Getreidekörnern verzehren, zwischen 10 und 30 Kilogramm pro km^2 und Jahr (779).

Spatzen fressen aber nicht nur Getreidekörner, sondern auch Kräuter und Gräser sowie Insekten. Ein Spatz verzehrt im Jahr durchschnittlich 4,7 kg Hafer und 3,9 kg Gerste, zwischen April und August vertilgt er aber auch 23000 Insekten. Außerdem fängt er reichlich Insekten, wenn er seine Jungen füttert. Unter den vom Hausspatz gejagten Insekten sind auch große Schädlinge für die Landwirtschaft: zum Beispiel *Silpha opaca, Phyllotreta nemorum, Cassida nebulosa* und *Phyllopertha horticola* (309).

Der Feldsperling frisst im Vergleich zum Hausspatz in größerem Maße Gräser und in geringerem Umfang Getreide (309,779). Wenn sich beim Hausspatz Schädlichkeit und Nützlichkeit ungefähr die Waage halten, muss man dem Feldsperling eine überwiegende Nützlichkeit für die Landwirtschaft bescheinigen (309).

Der Kampf gegen den Sperling ist in den meisten Fällen wirkungslos. In Deutschland hat man versucht, einige Dörfer von Spatzen zu befreien, aber die Spatzen sind immer wieder aus den benachbarten Gebieten zugewandert. In China, so scheint es, hat man den Feldsperling erfolgreich ausgerottet, weil man ihn in sehr großen Gebieten bekämpft hat. Aber anscheinend sah man sich später gezwungen, ihn aus Pakistan wieder einzuführen (196).

Rabenvögel

Die Rabenvögel - besonders Saat-, Raben- und Nebelkrähe, Elster und Eichelhäher - sind Opfer der Verfolgung durch den Menschen. Man macht die Rabenvögel vor allem für Schäden in der Landwirtschaft verantwortlich, und hier in erster Linie die Krähen, die gern Maiskörner aus den Ähren sowie auch die Aussaat fressen. Sie schaden aber auch der Jagd, denn die Krähen sind Nesträuber und nehmen die Gelege anderer jagdbarer Vögel aus, z. B. der Rebhühner und Fasane. Sie können auch Wildkaninchen und junge Hasen erbeuten (aber wenn man so argumentiert, bewegt man sich wieder in derselben Petitio principii wie bei den Raubvögeln, wo man die Notwendigkeit der Jagd mit der Jagd selbst zu begründen versucht). Ferner würden die Rabenvögel, indem sie Jungtiere oder Eier seltener Tier- oder Vogelarten wie Brachvogel und Braunkehlchen fressen, deren Bestand gefährden (aber auch diese Argumentation ist abwegig, denn Räuber konzentrieren sich in der Regel auf die verbreiteten und nicht auf die seltensten Arten).

In den meisten europäischen Ländern unterliegen Krähe, Elster und Eichelhäher dem Jagdrecht, in einigen Ländern werden sie sogar ohne jede Schonzeit das ganze Jahr über gejagt - trotz der EG-Richtlinie 79/409. Die fortgesetzte Verfolgung hat die Bestände dieser drei Arten stark dezimiert. Das schlägt sich auch im Rückgang der Strecke nieder: In der ehemaligen DDR wurden 1977 rund 571 000 Rabenvögel abgeschossen, im Jagdjahr 1985/86 waren es nur noch 240000 (353). In Dänemark ging die Zahl der abgeschossenen Rabenkrähen von 223000 1981/82 auf 119000 1984/85 zurück (780), und die Zahl der abgeschossenen Elstern ging von 150000 im Jahr 1974 auf etwa 75000 1983 zurück (317).

Ab dem 1. Januar 1987 hatte die BRD gezwungenermaßen das Jagdgesetz geändert; Rabenkrähe, Elster und Eichelhäher gelten seitdem als geschützte Arten. Das hat die Jäger sehr verärgert, und während einige europäische Länder weiterhin den Abschuss dieser Arten zuließen, wurde auf die zuständige Europäische Kommission und das Europäische Parlament Druck ausgeübt, um zu einer Modifikation der

Europaabgeordnete von CDU/CSU für mehr Vogeljagd

Die Jagd auf Vögel soll in der Europäischen Union ausgeweitet werden, dafür sammelt der italienische Europaabgeordnete Dr. Michl Ebner Unterschriften. Etwa vierzig Europaabgeordnete der CDU/CSU haben Ebners Erklärung unterschrieben, obwohl sie sowohl von Naturschutzverbänden als auch von der parlamentarischen Geschäftsführung der Union in Berlin über die Absichten Ebners informiert worden sind. Dazu der Vorsitzende der Deutschen Umwelthilfe (DUH) Professor Dr. Gerhard Thielcke: »Jede Unterschrift pro Vogeljagd ist ein Skandal.«

Insgesamt dürfen in EU-Staaten 72 Vogelarten bejagt werden (Anhang 11/2 der EU-Vogelschutzrichtlinie): in Italien 19, Frankreich 36 und Spanien 33. Zu den legal bejagten Arten gehören in diesen drei Ländern Kiebitz, Wachtel, Turteltaube, Feldlerche und Singdrossel.

Im Jagdjahr 1997/98 wurden alleine in der Lombardei in den Provinzen Bergamo und Brescia laut amtlicher Statistik abgeschossen: 11 064 Kiebitze; 9749 Wachteln; 5080 Turteltauben; 132 490 Feldlerchen.

Inzwischen ist die Jagd in Italien, Frankreich und Spanien ein wesentlicher Faktor für den Rückgang dieser Arten geworden. Sie nehmen in Mitteleuropa im Bestand ab: Kiebitz in 7 Ländern; Wachtel in 8 Ländern; Turteltaube in 6 Ländern; Feldlerche in 9 Ländern. (13.12.2000, Deutsche Umwelthilfe e.V.)

Verordnung zu kommen, damit diese drei Arten den zur Jagd freigegebenen Arten zugeordnet würden.

Die Rabenkrähe verursacht in Maisfeldern nur geringen Schaden (409,727). In Schottland machte man Nebelkrähen für den Tod von Lämmern verantwortlich, aber eine Untersuchung ergab, dass Nebelkrähen nur in 17 Prozent aller tot aufgefundenen Lämmer die Ursache waren und dass es sich in jedem Fall um bereits geschwächte und vor dem Verhungern stehende Lämmer gehandelt hatte, als sie angegriffen wurden (345). Die Analyse des Mageninhalts von Raben- (789) und Nebelkrähen (344,693) zeigte, dass diese Tiere über die wenigen Jungvögel hinaus auch zahlreiche Kleinsäuger, besonders Nager, und vor allem sehr viele Insekten fressen. Daher sollten diese Krähen als Nützlinge für die Landwirtschaft betrachtet werden (692,784).

Elstern fressen die unterschiedlichsten Agrarprodukte, Mais, Kirschen und Nüsse. Den meisten Mais holen sich die Tiere von den bereits abgeernteten Feldern; nur wenige Elstern fressen ihn direkt von

den Ähren (32). Die Mageninhaltsuntersuchungen bei Elstern zeigten, dass der Großteil ihrer Nahrung aus Insekten und anderen Wirbellosen besteht: alle möglichen Käfer und deren Larven, Heuschrecken, Grillen, Zweiflügler, Wespen, Bienen, Tausendfüßer, Spinnen, Schnecken usw. Die Elster frisst auch Samen, Beeren und sonstige Früchte wild wachsender Pflanzen, Aas und sogar Abfall auf den Mülldeponien (68, 87, 681, 692). Es handelt sich also um einen sehr variablen »Speiseplan«, der in keiner Weise den Ruf der Elster als Schädling rechtfertigt. Im Gegenteil, er würde eher einen Beweis für ihre Nützlichkeit liefern.

In den *Tabellen 15* und *16* ist die Zusammensetzung (Anteile in Prozent) der Nahrung der Elster angegeben.

Tabelle 15. **Zusammensetzung (in Prozent) der Nahrung von Elstern nach Bestandteilen**

bibliogr. Verweis	(32)	(570)	(716)
Insekten	81,1	91,6	88
andere Wirbellose	13,2	8,1	10,3
Wirbeltiere	1,6*	0	0,5
Obst	1,2	0.3	0,9
Samen	0	0	0,4
Brotstücke	1,6	0	0
Fleischstücke	1,4	0	0

*** davon 0,35% Vögel. 0,;*1%* Vogeleier, 0,53% Säugetiere**

Tabelle 16. **Zusammensetzung (in Prozent) der Nahrung von Elstern nach Gewichtsanteilen**

Land bibliogr. Verweis	Schweden (336)	Frankreich (32)	England (716)
Insekten	34,8	30,2	76
andere Wirbellose	26,2	11,9	
Vögel	0	1,6	3
Vogeleier	0	3,8	
Säugetiere	19,7	11,1	9
Getreide	19,3		
Obst	0	3,6	
gekochter Reis	0	3,5	
Brot	0	17,8	
Fleisch	0	16,5	
Gemüse			9
Anderes			3

Tabelle 17. **Nahrangszusammensetzung von jungen Eichelhähern (in Prozent)**

	Anteile nach Häufigkeit						n. Gewicht
Land	**Engl.**	**Engl.**	**Engl.**	**Engl.**	**Engl.**	**Rumänien**	**Rumänien**
Jahr	**1953**	**1955**	**1954**	**1955**	**1956**	**1970**	**1970**
bihliogr. Verweis	**(570)**	**(570)**	**(570)**	**(570)**	**(570)**	**(400)**	**(400)**
Wirbellose	**100**	**99,6**	**98,5**	**98,5**	**99,7**	**96,6**	**95,4**
Wirbeltiere	**0**	**0**	**0,2**	**0,3**	**0**	**0,1**	**1,5**
Pflanzliches	**0**	**0.4**	**1,3**	**1,2**	**0,3**	**0,2**	**1,9**
Mineralisches						**3,1**	**1,2**

Der Eichelhäher lebt in Waldgebieten, und allein deswegen sollte man ihn aus der Reihe der Arten ausschließen, die der Landwirtschaft nennenswerten Schaden zufügen. Seine Nahrung ist zu 3/4 pflanzlich, wie viele Autoren belegen; sie besteht vor allem aus Eicheln, Kastanien und Haselnüssen. Die Jungvögel werden hauptsächlich mit Insekten gefüttert. *Tabelle 17* listet die Nahrung junger Eichelhäher auf.

Die Saatkrähe verursacht zwar Schäden in der Landwirtschaft, aber weil Saatkrähen sich immer zu großen Gruppen zusammenzuschließen, bleiben die Schäden auf die Flächen begrenzt, wo die Saatkrähenscharen einfallen (409). Die Saatkrähe frißt Getreide, vor allem Weizen, Gerste und Hafer sowie Kartoffeln (227,242,452), aber auch Gräser und eine große Menge Insekten und Würmer (143,242,452). Die Anteile von pflanzlicher und tierischer Nahrung halten sich ungefähr die Waage. Eine Saatkrähe frisst pro Jahr etwa 13 Kilo Getreide und 18 Kilo tierische Nahrung (296). Es scheint also auch für die Saatkrähen zuzutreffen, dass der von ihnen verursachte Ernteschaden durch den Nutzen aufgewogen wird, den sie als Insektenvertilger für die Landwirtschaft haben.

Rabenvögel haben über die Insekten Vernichtung hinaus noch weitere Vorteile. Die alten Nester von Elstern oder Krähen werden von Baumfalken, Turmfalken oder Waldohreulen genutzt, sodass die Bestände dieser Vögel, an deren Nützlichkeit als Insektenvertilger kein Zweifel besteht, zunehmen (68). In einem Gebiet mit einer überdurchschnittlich hohen Dichte an Rabenkrähen mit 69 brütenden Paaren wurden 18 brütende Waldohreulenpaare und 9 brütende Turmfalken-

paare gezählt (784). In Rumänien hat man beobachtet, dass 21 Vogel- und 5 Säugetierarten die alten Nester von Elstern nutzen; und 4 weitere Vogelarten nutzen die aufgegebenen Rabennester als Stützen für ihren eigenen Nestbau (123).

Auch zur Reduzierung der landwirtschaftlichen Schäden durch die Rabenvögel hat man alternative Methoden vorgeschlagen. Das Abspielen des Angstschreis der Rabenkrähe hat sich als wirkungsvoll erwiesen (527). Der Effekt ist um so deutlicher, wenn der Ruf wiederholt abgespielt wird. Die Rabenkrähen meiden die beschallten Gebiete um so konsequenter, je mehr Angstrufe sie dort gehört haben. Die Zeitspanne, nach welcher sie an den betreffenden Ort wieder zurückkehren, nimmt mit den Wiederholungen des abgespielten Angstrufs zu; anfangs kehren sie nach etwa 20 Minuten zurück, nach wiederholtem Abspielen erst nach drei Stunden (526).

Tote Krähen an Stangen aufzuhängen hilft überhaupt nicht (527). Sehr hilfreich zur Schadensbegrenzung ist dagegen die windbewegte Attrappe z.B. eines Virginia-Uhus, wie er sich gerade auf eine Krähe stürzt. Ein solches windbewegtes Modell kostet 20 Dollar, das von einem Motor bewegte 60 Dollar. Mit Hilfe solcher Attrappen gelang es, die Schäden an Tomatenplantagen um 81 Prozent zu senken (149).

Bisam

Der Bisam (*Ondatra zibethicus),* auch Bisamratte genannt, ist ein Wassertier und gehört zur Familie der Wühlmäuse. Der Bisam lebt in Seen und Flüssen, an deren Ufern er sich seine Höhlen mit unter dem Wasserspiegel liegenden Eingängen baut. Er stammt aus Nordamerika und wird wegen seines Fells gezüchtet. 1928 entkamen etwa 500 Tiere aus einem Zuchtbetrieb in Frankreich, und in den folgenden Jahren hat sich die Art in weiten Gebieten Nord- und Mitteleuropas ausgebreitet. Dem Bisam werden Schäden an Mais-, Reis- und anderen agrarischen Anpflanzungen zugeschrieben. 1969 wurden die Schäden an den Reiskulturen in Arkansas auf eine Million Dollar geschätzt (502), während es in Wisconsin keine nennenswerten Probleme mit Bisamratten gab (164). Bisamratten werden auch für das Abrutschen von Uferböschun-

gen verantwortlich gemacht, in die sie ihre Höhlen graben, und gelegentlich auch für Schäden an Bewässerungsanlagen, deren Leitungen sie annagen (504).

Biberratte

Die Biberratte oder Nutria (*Myocastor coypus*) ist ein großes Nagetier aus Südamerika. Wie der Bisam ist sie ein Wassertier und wird des Fells wegen gezüchtet. Sie ist aus einigen Aufzuchtfarmen entkommen und hat weite Gebiete Europas und Nordamerikas erobert. Auch die Biberratte wird für Schäden in der Landwirtschaft und vor allem für die Zerstörung der Flussdämme verantwortlich gemacht, in die sie ihre Tunnel gräbt und die dann dem Hochwasser nicht mehr standhalten können. In Großbritannien hatten Ausrottungsmaßnahmen, die 6 Jahre dauerten und 2,5 Millionen Pfund kosteten, zur kompletten Auslöschung der Art auf den Britischen Inseln geführt.

Fleischfresser

Generell werden alle Fleischfresser für »schädlich« gehalten, weil sie sich von anderen Wildtieren, die eben meist auch vom Menschen bejagt werden, ernähren. Und in diesen Fällen, so wird behauptet, nehmen die Fleischfresser den Jägern die Beute weg. Aber hierbei handelt es sich wieder einmal um die bereits bekannte Argumentation, die Jagd als solche durch den ihr angeblich entstehenden Schaden zu rechtfertigen. Bestimmten Fleischfressern - in Europa vor allem Wolf, Rotfuchs und Marder - sagt man nach, Haustiere zu reißen. Insbesondere gegen den Rotfuchs werden noch zwei weitere schwere Vorwürfe erhoben: Er verbreite die Wildtollwut und schlage die zum Zwecke der Jagd ausgewilderten Tiere. Im Folgenden ist ein Kapitel eigens dem Thema Wildtollwut gewidmet; darin wird gezeigt, dass der über 40 Jahre währende europaweite Feldzug gegen den Fuchs mit dem Ziel, die Tollwut zu stoppen, völlig gescheitert ist. Ein weiteres Kapitel ist dem Thema Auswilderungen und Besatzmaßnahmen gewidmet,

in welchem die Nutzlosigkeit solcher Maßnahmen und die durch sie verursachten Schäden aufgezeigt werden. Hier wollen wir zunächst einmal feststellen, welche Schäden an Haus- und Wildtieren Fleischfressern zugeschrieben werden können und ob solche Schäden nicht vielleicht durch den Nutzen wieder wettgemacht werden, den Fleisch fressende Wildtiere für die Landwirtschaft haben, weil sie Tiere fressen, die Ernteschäden verursachen.

In den meisten Ländern Europas werden die Fleischfresser stark verfolgt, nicht nur mit dem Gewehr, sondern auch mit Fallen, Fangeisen, Gift und Gas. Vor 1989 durften in Deutschland (alte Bundesländer) gejagt werden: Rotfuchs, Dachs, Baummarder, Steinmarder, Iltis, Hermelin, Mauswiesel und Seehund. In der ehemaligen DDR durften das ganze Jahr über gejagt werden: Wolf, Luchs, Rotfuchs, Waschbär und Marderhund; wenigstens zeitweise Schonzeit genossen: Dachs,

Kehrt der Luchs zurück?

Zwei Jahrhunderte nach ihrer Ausrottung soll die Wildkatze wieder heimisch gemacht werden - und sich weiter Richtung Süden ausbreiten. Der Luchs, die scheue Katze mit Pinselohren und Stummelschwanz, kehrt in den Harz zurück. Seit 1818 war er im nördlichsten der deutschen Mittelgebirge ausgerottet, nun kommen drei Exemplare (…) wieder im Harz an. Die zwei Weibchen und das Männchen stammen aus verschiedenen Tierparks in Deutschland. Auch im Harz werden sie zunächst hinter Zäunen leben, um sich langsam an die Wildnis zu gewöhnen - und sich vom Menschen zu entwöhnen. Die Luchse, die heute in dem Gehege in der Nähe von Bad Harzburg aus ihren Transportkisten klettern, bilden nur die Vorhut: Bis zu 30 Katzen sollen sich in den nächsten fünf bis zehn Jahren den Harz als Lebensraum zurückerobern. »Als Botschafter für ein neues Naturverständnis können sie ein Stück mehr Wildnis in den Harz und in die Köpfe der Menschen bringen«, hofft Wolf-Eberhard Barth, Leiter des Nationalparks Harz. (…) Ob sich der Bestand im Harz aber stabilisieren und jemals die maximal 30 Tiere zählen wird, wird auch von seiner Akzeptanz bei Bevölkerung und Jägerschaft abhängen. Eine erfolgreiche Ansiedlung von Wildtieren ist oft weniger ein ökologisches Problem als ein psychologisches: Bär, Wolf und Luchs gelten noch immer als Nahrungskonkurrenten, die Haustiere und Jagdwild reißen. Der letzte Luchs im Harz wurde nach mehrtägiger Jagd erlegt - und sein Tod gab Anlass für ein Volksfest. »Wenn ein Luchs zu sehr an die Nähe des Menschen gewöhnt ist und mal ein Huhn aus einem Garten schnappt«, fürchtet Barth, »kommen die alten Feindbilder wieder hoch.« (taz, 21.8.2000)

Baum- und Steinmarder, Iltis, Hermelin und Europäischer Nerz. (Mittlerweile ist der Europäische Nerz in Deutschland ausgestorben, der Wolf genießt den besonderen Schutz der Artenschutzverordnung und der Luchs, wo er wiedereingebürgert werden konnte, ganzjährige Schonzeit; A.d.R.)

Der Wolf darf in Polen und Griechenland gejagt werden, in Polen auch der Luchs, obwohl es sich um zwei sehr selten gewordene Arten handelt. (Den Wolf gibt es noch in Spanien, auf dem Balkan, in Ostpolen, vereinzelt auch in Südfrankreich, Italien und Skandinavien; A. d. R.) In vielen Teilen Europas ist der Wolf ausgerottet. In einigen Ländern darf der Luchs gejagt werden, während in anderen Ländern wie in Frankreich und der Schweiz große Anstrengungen unternommen werden, ihn wieder heimisch zu machen (Wiedereinbürgerungsversuche im Bayerischen Wald waren nicht erfolgreich; A. d. R.).

In der ehemaligen Tschechoslowakei wurden 1982 von insgesamt 536 gezählten Braunbären 24 abgeschossen, von 443 Wölfen 49 Exemplare und von 812 Luchsen 45 Tiere (40).

Hermelin

Das Hermelin (*Mustela erminea*) ernährt sich in Osteuropa vor allem von kleinen Nagern und in England und Irland hauptsächlich von Wildkaninchen. Zu einem kleinen Teil schlägt es auch Vögel und nimmt Nester aus. Unter den Vögeln können auch Hühnerartige sein wie Fasan, Rebhuhn oder Rothuhn, für die sich auch die Jäger interessieren. Zumindest in Osteuropa gilt das Hermelin als Nützling für die Landwirtschaft (705). *Tabelle 18* zeigt, woraus sich die Nahrung des Hermelins zusammensetzt.

Mauswiesel

Das Mauswiesel (*Mustela nivalis)* ernährt sich vorwiegend von kleinen Nagern, vor allem Wühl- und Erdmäusen (213,388,510,556). Ein Mauswiesel frisst bis zu 3000 Nager pro Jahr (564). In Westsibirien be-

Tabelle 18. **Nahrungszusammensetzung beim Hermelin (nach Anzahl der Beute, in Prozent)**

Land bibliogr. Verweis	Großbrit./Irland (176)	England (509)	England (713)	Polen (636)
Nager	26,0	32,1	8,5	70,8
Insekten- fresser	0,5	0,0	9,3	
Hasentiere (vor allem (Wildkaninchen)	28,0	38,7	56,0	
spatzenartige		9,6	18,7	7,7
Hühnervögel	33		6,8	
andere Vögel		3,2		
Vogeleier		9,6	10,4	1,5
Fische				10,7
Wirbellose	4,0			
Pflanzen	7,0			
Anderes		6,4		

stehen 78,6 Prozent seiner Nahrung aus Säugetieren, vor allem Wühl- und Brandmäuse; im Transbaikal machen Wühlmäuse 62,5 Prozent und Feldmäuse 25 Prozent seiner Nahrung aus (705). Das Mauswiesel muss also ebenfalls als Nützling angesehen werden.

Tabelle 19 auf der nächsten Seite zeigt, wie häufig Spuren der verschiedenen Beutetiere in den Exkrementen des Mauswiesels gefunden wurden.

Amerikanischer Nerz

Der Amerikanische Nerz (*Mustela lutreola vison),* ein aus Nordamerika stammendes Wassertier, wurde in Europa als Pelztier gezüchtet. In den 1920er Jahren entkam er aus einigen Farmen und ist seither als wild lebendes Tier in einigen nordeuropäischen Ländern heimisch geworden. Man macht die Nerze für Schäden in den Fischbeständen und die daraus erwachsenden Nachteile für den Fischfang verantwortlich, ebenso für Jagdschäden, weil sie Enten und anderen Wasservögeln nachstellen (654). Außerdem soll der Nerz mit dem Fischotter, der in Europa gefährlich dezimiert ist, um die Beute konkurrieren. Das aber

scheint nicht zuzutreffen, denn im Unterschied zum Nerz ernährt sich der Fischotter fast ausschließlich von Fischen und er erbeutet auch größere Fische als der Nerz (177,212,782).

Der Amerikanische Nerz vertilgt auch Nagetiere, und zwar in nicht unbedeutenden Mengen; in den USA hat man bei fast der Hälfte der

Tabelle 19. **Häufigkeit des Vorkommens bestimmter Beute in den Exkrementen und dem Darm des Mauswiesels (in Prozent)**

Land bibliogr. Verweis	Großbrit./Irland (176)	England (763)	England (713)	England (714)	England (389)
Nager	57,0	85,7	59,7	58,3	89
Insektenfresser	1,5		1,4	0,8	0,5
Hasentiere	19,0	3,5	7,6	16,7	0,5
Vögel	14,5				23
spatzenartige		7,3	22,2	15,0	12
Hühnervögel		3,5	2,1	2,1	
Taubenvögel				0,2	
reiherartige				0,2	
nicht spezifizierbare Vögel			2,8		
Eier			4,2	1,9	7
Reptilien				1,0	
Wirbellose	5,5			1,9	
Pflanzen	2,0			1,0	

Tabelle 20. **Nahrungszusammensetzung beim Amerikanischen Nerz (in Prozent)**

Land bibliogr. Verweis	England (129)	Schottland (2)	Schottland (69)*	Schottland (194)
Säugetiere	15,3-30,6	23	62,5	40,9
davon Nager	4,2-26,1	15	8,4	6,0
Hasenartige	0,5- 9,7	1	58,4	34,3
Vögel	10,8-29,2	28	37,4	11,2
Reptilien	0 - 0,5			
Amphibien	0 - 2,7			
Fische	34,4-53,9	49		29,1
Schalentiere	0			18,7
andere Wirbellose	1,4- 9,3			
Pflanzen	0 - 1,4			
Unidentifierbares	0 - 0,9			

untersuchten Nerze Reste von Nagern im Verdauungstrakt festgestellt (122,675). Auch in Europa ernährt er sich von kleinen Säugetieren, und wo es für ihn viele Kaninchen zu erbeuten gibt, da finden sich dann eher diese und weniger die Kleinnager auf seinem Speiseplan (356); überwiegen aber die Kleinnager, dann ist der Nertz als Nützling für die Landwirtschaft anzusehen, und dann werden die Schäden für den Fischfang durch den landwirtschaftlichen Nutzen kompensiert.

Jedenfalls in Fischzuchtanlagen scheint der Amerikanische Nerz nur geringe Schäden anzurichten. Eine Übersicht über die Nahrungszusammensetzung des Nerz zeigt *Tabelle 20.*

Iltis (Frettchen)

Die Ernährung des Iltis *(Mustela putorius)* ist sehr vielfältig. Charakteristisch ist der hohe Anteil von Amphibien. Er frisst auch Säugetiere und Vögel. Unter den Säugetieren sind Kleinnager, insbesondere Wühlmäuse und Ratten (173,539,705). Eine Übersicht der Nahrung des Iltis in Polen (651) zeigt *Tabelle 21* auf der nächsten Seite.

Baummarder

Der Baummarder (*Martes martes)* ist ein Waldtier, das sich vor allem von Kleinnagern, kleinen Vögeln und Früchten ernährt (42, 454, 539, 705). In Schweden, Finnland und Sibirien ist seine hauptsächlichste Beute das Eichhörnchen (335, 539, 544), auf der Halbinsel Kola der Schneehase (539). *Tabelle 22* auf der übernächsten Seite bietet eine Übersicht, von was sich der Baummarder ernährt.

Steinmarder

Der Steinmarder *(Martes foina),* dessen Ernährung äußerst variantenreich ist, kann sich an die unterschiedlichsten Bedingungen seiner Umwelt anpassen. Auf seinem Speiseplan stehen meist Nager, besonders Wühlmäuse, Mäuse und Wanderratten (182, 539, 705,756); oft ernährt

er sich auch von Reptilien (14,610), Insekten (14,140,539) und Früchten (756). Der durch den Steinmarder verursachte Schaden an Obstplantagen wurde im Elsass auf weniger als 0,5 Prozent der Ernte geschätzt (557).

Eine Übersicht über die Nahrungszusammensetzung des Steinmarders findet sich in *Tabelle 23.*

Fischmarder

In Kanada und den USA ist die bevorzugte Beute des Fischmarders der Baumstachler, wenngleich er auch den Weißwedelhirsch oder den Schneeschuhhasen nicht verachtet. In vielen Staaten werden die Baumstachlerbestände als zu groß erachtet, und so wurde der Fischmarder in Wisconsin und Michigan wieder heimisch gemacht, um die Baumstachler zu dezimieren (198). In Kalifornien frisst der Fischmarder gelegentlich auch große Mengen Trüffel vom Typ *Rhizopogon* (293).

Tabelle 21. **Nahrungszusammensetzung beim Iltis (in Polen) (651)**

	prozentualer Anteil des gesamten Mageninhalts	prozentualer Anteil nach Gewicht
Nager	18,0	15,09
Fleischfresser	10,2	5,8
Hasenartige	3,0	2,86
Insektenfresser	2,7	2,5
Paarhufer	1,1	0,01
unbestimmte Säuger	4,2	0,9
Säuger gesamt	37,1	27,1
Vögel	25,4	26,2
Vogeleier	19,7	15,5
Amphibien	15,0	13,6
Fische	0,8	0,4
Blut	4,5	3,4
Insekten	3,4	0,2
Pflanzen	38,6	13,0
unbestimmbares organisches Material	2,3	0,1
Anorganisches	1,1	0,4

Tabelle 22. **Nahrungszusammensetzung beim Baummarder**

Land bibliogr. Verweis	Schweden (335)		Polen (651)		Schweiz (476)
Art der Bestimmung der Werte	in % vom Volumen	in % der Häufigkeit	in % der Häufigkeit bei vollen Mägen	in % vom Gewicht	in % der Gesamtzahl der Beute
Säugetiere	73,9	82,1	69,8	67,6	48,3
davon Nager			41,3	35,6	40,7
Eichhörnchen	51,3	39,7	4,8	13,4	2,0
Vögel	18,4	21,8	39,7	2,26	8,1
Eier	0,4	7,7	25,4	0,01	0,3
Amphibien			1,6	0,13	0,3
Insekten			1,6	0,003	11,5
Würmer			1,6	0,013	1,6
Pflanzen	1,8	12,8	25,4	3,0	27,6
unbestimmbares Organisches			3,0	2,9	
Anorganisches			8,0	0,1	

Tabelle 23. **Nahrungszusammensetzung beim Steinmarder**

Land bibliogr. Verweis	Spanien (14)	Italien (610)	Frankreich (42)	Frankreich (140)
Art der Bestimmung der Werte	in % der Anteile im Kot	in % der Beute	in % der Beute	in % der Anteile im Magen
Säugetiere	35,6	43,2	83	
Kleinsäuger			83	36,36
Nager			75	
Hasenartige			0	9,09
Vögel	18,8	21,6	17	36,36
Eier			0	4,55
Reptilien	24,30	21,6	0	
Wirbellose	77,92			
Obst		13,5		

Fichtenmarder (Amerikanischer Zobel)

Der Fichtenmarder (*Martes americana)* ernährt sich von Nagern, vorzugsweise von Wühlmäusen. Aber er frisst auch beachtliche Mengen von Wildfrüchten (521). *Tabelle 24* zeigt, was der Fichtenmarder Alaskas alles frisst (113).

Tabelle 24. **Nahrungszusammensetzung beim Fichtenmarder (in Alaska) (113)**

	in % des Volumens im Kot	Vorkommen im Kot in %
Wühlmäuse	**70,4**	**88,2**
Hörnchen	**9,0**	**7,2**
Bisamratte	**2,3**	**1,5**
Schneeschuhhase	**1,9**	**1,1**
Insektenfresser	**0,6**	**1,7**
Huftiere	**2,3**	**2,7**
nicht bestimmbare Säuger	**1,1**	**1,3**
Vögel	**4,9**	**9.7**
Fische	**0,4**	**0,4**
Obst	**5,7**	**20,5**
Speisereste	**1,5**	**1,3**

Dachs

In Nordeuropa ist der Dachs (*Meies meles)* spezialisiert auf Regenwürmer, die er das ganze Jahr über sucht (27, 106,529,530). Bisweilen stellen sie seine ausschließliche Nahrung dar, gelegentlich kommen Obst, Getreide (insbesondere Mais), Amphibien (hauptsächlich Kröten), Nagetiere und Insekten hinzu (16,323,416,417,528,672,700). In Westfrankreich, wo das Klima trockener ist, gibt es in Herbst und Winter nicht ausreichend Regenwürmer; in dieser Zeit frisst der Dachs hier vor allem Mais und Obst, während er sich in Frühjahr und Winter wie anderswo auch hauptsächlich von Regenwürmern ernährt (518). Auf dem Speiseplan des Dachses Mittelitaliens finden sich ebenfalls Regenwürmer, wenn auch in kleineren Mengen; hier frisst der Dachs

im Frühling und Sommer hauptsächlich Insekten und im Herbst und Winter vor allem Obst (136). In Norditalien hat man in seiner Nahrung überwiegend Mais und Regenwürmer gefunden (614).

Der Dachs kann in Obstgärten und Obstplantagen Ernteschäden verursachen, die sich aber in engen Grenzen halten (314). Gelegentlich fängt er auch einmal ein Huhn, aber dass er ein Kalb tötet, ist äußerst selten (529). Der Jagd kann der Dachs insoweit schaden, weil er Fasanen- oder Rebhuhneier frisst; aber allenfalls alle zwei Wochen plündert er mal ein Nest (16).

In England hat man behauptet, dass der Dachs Tuberkulose übertrage, und deshalb Maßnahmen zu seiner Ausrottung und zum Schutz des Viehs ergriffen, indem die Dachsbaue unter Gas gesetzt wurden. Aber wahrscheinlich begünstigte man dadurch die Ausbreitung dieser Krankheit: Denn da es praktisch unmöglich ist, auf diese Weise alle Dachse einer Familiensippe zu töten, ist anzunehmen, dass die überlebenden Exemplare sich mit einer anderen Gruppe zusammentun und diese dann infizieren.

Weil der Dachs Kaninchen und Insekten frisst, wird er von einigen Autoren als Nützling angesehen (528). Was der Dachs alles frisst, wird auf der nächsten Seite in *Tabelle 25* aufgeführt.

Fischotter

Der Fischotter (*Lutra lutra*), auch Flussotter genannt, ist optimal an das Leben im Wasser angepasst. In ganz Europa sind die Fischotterbestände seit etwa 30 Jahren drastisch zurückgegangen, und manche sind der Ansicht, dass dafür Jagd und Fallenstellerei verantwortlich seien (383). Andere wiederum meinen, die Jagd könne nicht Ursache sein, denn sie habe sich in den letzten Jahrzehnten weder in ihrer Intensität noch in der Art ihrer Ausübung geändert, ebenso wenig wie die Habitate, die Störungen durch den Menschen, der Fischfang mit Netzen (133,663) oder die Konkurrenz mit dem Amerikanischen Nerz (782). Vermutet wurde z.B., der Rückgang der Fischotterbestände stehe im Zusammenhang mit der weiten Verbereitung einiger durch

Tabelle 25. **Nahrungszusammensetzung beim Dachs**

Land bibliogr. Verweis	Schottland (416)	Großbrit. (314)	England (571)	Dänemark (16)	Schweiz (700)	Frankreich (323)
Art der Bestimmung der Werte	in % des Volum.	in % des Volum.	in % des Volum.	in % des Volum.	in % des Volum. bei Alttieren	in % des Anteils n. Frischgewicht
Regenwürmer	53,8	18,1	16,4	24	25,4	52,36
Schnecken	0,04	2,1		1	2,4	2,96
Insekten	6,1	17,6	21,8	12	14,5	5,75
Amphibien	1,7			16		29,27
Reptilien		0,02		0,3		0,37
Vögel	2,4	2,1	4,5	7		0,78
Eierschalen			0,6			
Säuger	10,6	0,2	5,3	7	5,0	1,16
Pilze	1,5					0,80
Obst	2,2	30,2	3,4		28,7	6,56
Getreide	8,0		32,1	26	14,7	
andere Pflanzen	5,3	5,1		3		
Abfälle	0,7	24,4	1,8			

organische Chlorverbindungen (besonders Dieldrin) belasteter Insektenarten (133). Um so absurder ist die Tatsache, dass trotz dieses dramatischen Rückgangs die noch verbliebenen Fischotterpopulationen in einigen Ländern weiterhin bejagt werden. In Irland etwa wurden noch 1972 größere Prämien für die Tötung der Fischotter gezahlt (224).

Der Fischotter ernährt sich vor allem von Fisch, in geringerem Umfang auch von Amphibien, Vögeln und kleinen Säugetieren (132,356, 358,415,481,691). Natürlich macht man den Fischotter für Schäden beim Fischfang und bei der Fischzucht verantwortlich. Von welchen Fischen sich der Otter ernährt, hängt von den jeweiligen Gegebenheiten ab. Er fängt auch Forellen, wenn es sonst keine anderen Fische gibt; aber allenfalls die kleineren, denn Forellen sind schneller als andere Fische, die der Otter wegen ihrer Langsamkeit bevorzugt. Folglich nützt der Fischotter eigentlich dem Forellenfang, denn er hält die anderen Fischarten, die Nahrungskonkurrenten der Forellen, klein und begünstigt somit die Forellenbestände; insbesondere auch deshalb,

Tabelle 22. **Nahrungszusammensetzung beim Baummarder**

Land bibliogr. Verweis	Irland (224)	Nord-Irl. (225)	Schottland (770)	Schottland (782)		Schweden (212)
Art der Bestimmung der Werte	Anteil im Verdauungstrakt in %	in % des Vorkommens im Kot	in % des Vorkommens im Kot	in % des Vor kommens im Kot		in % des Vorkommens im Kot
Fische						
Lachse	0-14	81	2	0,3	59,1	5,3
Karpfen	7-10	7	19	45,4		23,1
Schmerlen			14,3		0,1	
Aale	46-71	9	68,9	26,6	16,2	2,8
Hechte (Esocidae)	5-18	1	3	9,2		14,1
Barsche	10-34	15	4,5	10,6		8,6
Groppen (Cottidae)			4,4		5,8	
Bauchfiißler	0- 4		52			
Knochenfische						39,5
Amphibien	14-29	9	16		5,4	1,6
Vögel	3- 5	7	10	4,6	1,6	3,9
Säuger	5-10		1	1,2	6,8	0,1
Schalentiere	0-14		28			0,9
Insekten						
Molluske	0-14		14			
Würmer						
Pflanzen			25			

weil er Aale fängt, die die Eiablagen der Forellen fressen (308,313, 387,751,752).

Tabelle 26 gibt eine Übersicht die Nahrungszusammensetzung des Fischotters (die Forelle zählt zu den Lachsartigen und ist hier nicht gesondert ausgewiesen).

Wolf

Der Wolf ist in den meisten Ländern West-, Mittel-, und Südeuropas extrem selten geworden oder ganz verschwunden, kommt aber noch recht häufig in Osteuropa, Sibirien und Nordamerika vor. Der Wolf

frisst fast ausschließlich Fleisch und ernährt sich vor allem von großen Säugetieren. Der pflanzliche Anteil in seiner Nahrung ist verschwindend gering. In den USA und Kanada machen wild lebende Huftiere zwischen 50 und 89 Prozent seiner Beute aus. Eine Ausnahme bildet Ontario, wo der Biber die bevorzugte Beute des Wolfs ist (261,599, 706). In Südeuropa, wo große in freier Wildbahn lebende Säugetiere eher selten sind, hat sich der Wolf angepasst und reißt vor allem Weide- und Haustiere; aber hier ernährt er sich mittlerweile auch von Abfall. In Rumänien hat man festgestellt, dass Weide- und Haustiere bis zu 71 Prozent seiner Beute ausmachen, darunter vor allem Schafe mit 45 Prozent und Hunde mit 15 Prozent (11).

Anstatt die Wölfe abzuknallen, was in einigen Ländern leider heute noch gängige Praxis ist, um die Schäden zu minimieren, wäre es viel sinnvoller, die vom Wolf verursachten Schäden zu ersetzen, wie das etwa in Italien praktiziert wird. Auch die Schäden durch wildernde Hunde sollten ersetzt werden, denn sie lassen sich kaum von den durch Wölfe verursachten Schäden unterscheiden.

Coyote

Der Coyote ist der am weitesten verbreitete Fleischfresser Nordamerikas. Er ernährt sich hauptsächlich von Säugetieren, aber auch Vögel und Pflanzen gehören zu seiner Nahrung. Die meisten Säugetiere erbeutet er in freier Wildbahn. Seine bevorzugte Beute sind Hasenartige (insbesondere Schneeschuhhase, Kalifornischer Eselhase und Florida-Waldkaninchen) sowie Nager. In einigen Gegenden erbeutet der Coyote auch Huftiere, z.B. Weißwedelhirsch und Amerikanischer Gabelbock (232,284,372,373,449,573,585,769).

Am häufigsten wird gegen den Coyoten vorgebracht, dass er Haustiere reißt, vor allem Rinder, Schafe und Schweine. Die Verluste schwanken aber von Region zu Region ganz erheblich. Als außergewöhnlich sind die Ausfälle in Montana zu erachten, wo der Coyote bis zu 29,3 Prozent der Lämmer und bis zu 8,4 Prozent der Schafe erbeutet (563). In 15 der westlichen Bundesstaaten wurde ein Ausfall

von 8,1 Prozent der Lämmer und 2,5 Prozent der Schafe durch den Coyoten ermittelt (270). In Iowa dagegen töteten die Coyoten lediglich 0,7 Prozent der Lämmer und nur 0,02 Prozent der neugeborenen Kälber (82). In Illinois gingen 5,2 Prozent der Ausfälle bei den Schweinen auf das Konto der Coyoten (377).

Um die Schäden zu reduzieren, hat man neben dem üblichen Abschuss auch Gas in die Coyotenbauten geleitet. Letztere Maßnahme führte zu einem Rückgang der gerissenen Schafe um 91,6 Prozent - und um 98,8 Prozent, wenn die Coyoten gleichzeitig noch bejagt wurden.

Man hat auch versucht, tote Haustiere mit einer Übelkeit erregenden Substanz zu präparieren und den Coyoten anzubieten. Dadurch hoffte man sie so zu konditionieren, dass sie Haustiere nicht mehr angreifen. Die Resultate sind jedoch sehr umstritten, und die Mehrzahl der Autoren meint, die Ergebnisse seinen enttäuschend, denn es ließ sich nur eine geringe Minderung ihrer Jagdintensität feststellen (92, 112,150, 342).

Zum Glück gibt es jedoch alternative Methoden, um den Coyoten das Reißen von Haustiere zu erschweren. Es ist nachgewiesen, dass Lämmer, anstatt zu fliehen, sich gegen angreifende Coyoten behaupten können, wenn sie sich zu einer Herde zusammenschließen oder wenn ein Hund in ihrer Nähe ist. Aus diesem Grund werden auch Lämmer, die relativ spät zu einer Herde hinzugekommen und kaum in sie integriert sind, immer leichter zur Beute der Coyoten; und am häufigsten ereilt dieses Schicksal die mutterlosen Lämmer in der Herde. Man könnte also größere Verluste dadurch vermeiden, dass man die Zusammensetzung und Erfahrung einer Herde sorgfältig beobachtet und sie solange an einem geschützten Ort zusammen hält, bis sie den notwendigen inneren Zusammenhalt entwickelt hat. Dann kann man sie auch ohne größere Risiken den Angriffsversuchen der Coyoten aussetzen. Auf jeden Fall sollte man später keine neuen Schafe und vor allem keine verwaisten Lämmer in diese Herde aufnehmen, denn diese würden die ersten Opfer der Coyoten sein. Ratsam ist freilich immer der Einsatz von Schäferhunden; allerdings sollten auch diese eine Weile mit der Schafherde vertraut gemacht werden (77).

Rotfuchs

Der Fuchs (*Vulpes vulpes)* ist ein extrem anpassungsfähiges Tier. Sein Speiseplan ist sehr variabel, an jedem Ort sieht er anders aus, je nach den Ressourcen, die sich bieten. Normalerweise gehören zu seiner bevorzugten Beute Hasenartige (besonders Wildkaninchen) und Wühlmäuse, aber auch andere wild lebende Säugetiere, Vögel, Insekten und Früchte. Der Fuchs reißt ebenso, sofern sich ihm diese Möglichkeit bietet, Haustiere, Hühner, Gänse und Lämmer.

Tabelle 27 gibt eine Übersicht über die hauptsächlichsten Beutetiere der Füchse in verschiedenen Ländern, und *Tabelle 28* zeigt, aus was sich ihre Nahrung zusammensetzt.

Tabelle 27. **Hauptsächliche Beute des Fuchses**

bibliogr. Verweis	Land	hauptsächliche Beute
(375)	British Columbia, Yukon	Wühlmäuse und Ratten
(1)	Nordamerika	Nager
(248)	Irland	Schafkadaver
(632)	Irland	Wildkaninchen
(680)	Großbritannien	Wildkaninchen
(442)	Großbritannien	Wildkaninchen und Wühlmäuse
(190)	Schottland	Hirschkadaver
(326)	Schottland	Hasentiere und Wühlmäuse
(254)	Schottland	Wildkaninchen
(765)	Schottland	Nager
(325)	Schottland	Nager
(631)	England	Hasentiere
(451)	England	Hasentiere
(451)	Wales	Schafe
(754)	Schweden	Hasentiere
(209)	Schweden	Nager
(210)	Schweden	Nager
(211)	Schweden	Wildkaninchen und Nager
(426)	Finnland	Nager
(363)	Dänemark	Wühlmäuse
(289)	Polen	Wühlmäuse
(651)	Polen	Nager
(783)	Bundesrepubl. Deutschland	Wühlmäuse
(465)	Bundesrepubl. Deutschland	Nager

bibliogr. Verweis	Land	hauptsächliche Beute
(104)	Frankreich	Wühlmäuse
(630)	Frankreich	Wildkaninchen
(13)	Spanien	Wildkaninchen
(85)	Italien	Nager
(610)	Italien	Nager
(166)	Italien	Insekten
(128)	Italien	Insekten
(613)	Italien	Nager
(578)	Italien	Insekten
(637)	Italien	Insekten
(579)	Italien	Nager
(614)	Italien	Nager
(109)	Australien	Wildkaninchen
(144)	Australien	Wildkaninchen

Überall macht man den Fuchs für die Verluste unter dem Kleinvieh und Geflügel verantwortlich, aber der Schaden, den er tatsächlich anrichtet, ist insgesamt eher gering (453). Von einem wirklichen Schaden kann man eigentlich nur in den Ländern sprechen, wo es üblich ist, dass die Schafe frei und unbewacht weiden und ihre Jungen außerhalb jeder Umfriedung bekommen (85).

Tierische Nahrung, die man im Magen von Füchsen gefunden hat, stammte in Wirklichkeit von Aas und nicht von frisch gerissenen Haustieren. Denn im Mageninhalt dieser Füchse hat man auch aasfressende Käfer gefunden, ein sicheres Zeichen, dass die Füchse Aas gefressen haben (579).

Vom Rotfuchs wird auch behauptet, er reiße jagdbare Tiere. Aber wie wir schon wiederholt gesagt haben, die Jagd lässt sich nicht durch den Jagdschaden rechtfertigen. Wie dem auch sei, diese so genannten Jagdschäden sind genauso gering (453) oder existieren gar nicht (651). In Italien hat man die Füchse bis 1976 mit vergifteten Ködern bekämpft, ohne dass sich das in einer zahlenmäßigen Zunahme des jagdbaren Wilds niedergeschlagen hätte (85). Was die Beute der Füchse unter den ausgewilderten Tieren betrifft, sei auf Kapitel 18 verwiesen. In Polen ist der Fuchs für etwa 10-11 Prozent der Mortalität beim

Feldhasen verantwortlich (und das ist ein wesentlich höherer Prozentsatz als in anderen Ländern Europas), die Jagd dagegen für 40 Prozent (290). Wenn denn der Fuchs schädlich für dieses jagdbare Tier ist, dann sind es die Jäger doch erst recht!

Tabelle 28. **Nahrungszusammensetzung beim Fuchs**

Land bibliogr. Verweis	Irland (248)	Großbrit. (442)	Schweden (210)	Dänemark (363)	Polen (651)	Polen (289)
Art der Bestimmung der Werte	Vorkommen im Kot in %	Vorkommen im Magen in %	Vorkommen im Magen in %	Vorkommen im Magen in %	Vorkommen im Magen in %	Anteil am Lebendgewicht in %
Insektenfresser	15,1		0		5,2	0,4
Fleischfresser					11,3	
Paarhufer					9,3	
Nager	17,0	4-51,5	54	44-80	67,9	65,1
Hasentiere	24,5	24,5-68	50	10-20	27,0	26,0
Schweine				0-38	3,0	
Schafe	62,3	4-38,4	6		0,6	
Rehe						3,0
Wildvögel + bejagte Vögel				22-65		
			22			
Hühner			7	20-35	16,3	
Hühner + Wildvögel		11,6-27,5				
andere Vögel		25,4-35,5		5		
Vögel			63		38,3	5,5
Eier			6		0,2	
Reptilien			0		0,6	
Amphibien			0		0,8	
Fische			1		0,4	
Blut						
Insekten	56,6	11,6-26,5		0-48	5,6	
Würmer	5,7				0,2	
Obst			3	2-22	12,0	
sonstige Pflanzen			1			
Pflanzen	96,2				42,7	
Abfälle			13			

Der Fuchs kann gefährliche Krankheiten verbreiten: den Fuchsbandwurm und die Wildtollwut (auf letztere wollen wir im nächsten Kapitel eingehen). Der Fuchsbandwurm ist ein Parasit (nicht zu verwechseln mit dem Bandwurm), dessen Träger der Fuchs ist, während die Wühlmaus Zwischenträger ist. Auch der Mensch kann unter Umständen befallen und damit Zwischenwirt sein. Die Krankheit ist in einigen Staaten Kanadas und den USA sowie in großen Teilen Asiens weit verbreitet. In Europa kennt man sie in Frankreich, Deutschland, Österreich, der Schweiz, einem kleinen Teil Italiens (dem Alpenbogen entlang), Bulgarien und den europäischen Ländern der ehemaligen Sowjetunion.

Aber der Rotfuchs ist auch ein Nützling, weil er Nager frisst, vor allem Wühlmäuse.

G. Behrendt von der Universität Göttingen hat versucht, den materiellen Schaden und den materiellen Nutzen des Fuchses zu schätzen und beide Posten zu vergleichen. Er ist davon ausgegangen, dass ein Fuchs jährlich 15 Feldhasen, 20 Vögel, 20 Kaninchen und ein Lamm fressen kann, was jeweiligen Gewichtsvolumen von 30 kg, 30 kg, 20 kg und 3 kg entspricht, die man mit Beträgen von 144 DM, 60 DM, 24 DM und 7 DM bewerten kann (Preise bezogen auf 1955). Addiert man noch 75 DM für Jungvögel, Junghasen, Eier etc. hinzu, dann ergäbe sich ein Gesamtschaden von 300 DM im Jahr. Aber andererseits frisst ein Fuchs etwa 4000 Nager pro Jahr. Wären sie nicht gefressen worden (weil man den Fuchs getötet hat), dann hätte sich ein Zehntel von ihnen, also 400, dreimal pro Jahr fortgepflanzt mit jeweils drei Nachkommen, sodass wir auf insgesamt 25600 Nager kämen. Aufgrund der natürlichen Mortalität würde sich diese Zahl auf 2560 reduzieren. Nehmen wir nun an, dass jeder überlebende Nager 30 Gramm Getreide und eine ganze Pflanze frisst, also ein Schaden pro Nager von 0,25 DM, dann würde sich daraus ein Gesamtschaden von 640 DM allein durch die vom Fuchs nicht gefressenen Nager ergeben. Behrendt räumt ein, dass diese Rechnung nicht exakt, sondern mehr spekulativ ist; sie zeigt aber, dass der Fuchs im Vergleich zu den Schäden, die er anrichtet, eher als »nützlich« zu gelten hat (48).

Wildkatze

In Europa sind kleine Nager die bevorzugte Beute der Wildkatze (*Felis silvestris),* vor allem Wühlmäuse (146, 325, 539, 673). Nur in Schottland und in Spanien ist in manchen Regionen die hauptsächliche Beute der Wildkatze das Wildkaninchen (158, 397). *Tabelle 29* zeigt, wie sich die Nahrung der Wildkatze zusammensetzt.

Tabelle 29. **Zusammensetzung der Nahrung bei Wildkatzen**

Land	**Frankreich**	**Tschechoslowakei**
bibliogr. Verweis	**(146)**	**(673)**
Art der Bestmmung der Werte	**Anteil der Beutetiere in %**	**Anteil der Beutetiere in %**
Nager	**93**	**80,5**
Hasentiere	**0,2**	**4,6**
Insektenfresser	**2**	**1,1**
Fleischfresser	**0,4**	**0,5**
Paarhufer	**0**	**1,6**
Vögel	**2**	**4,6**
Reptilien und Amphibien	**1,2**	**0,5**
Insekten	**0,4**	**0,7**
Bauchfüßler	**0,6**	**0**

Rotluchs

Vom Rotluchs in den USA heißt es, dass er Kälber des Maultierhirsches und des Weißwedelhirsches erbeutet, beides Tierarten, die bevorzugte Ziele der Jäger sind. Auch in diesem Falle gilt, dass die Jagd nicht durch Jagdschäden gerechtfertigt werden kann. Und außerdem sind diese beiden Hirscharten nicht die bevorzugte Beute des Rotluchses. Zahlreiche Studien zeigen, dass der Rotluchs vor allem Nagetiere (Eichhörnchen und kleine Nager) und Hasenartige (Schneeschuhhase und verschiede Waldkaninchenarten) schlägt (174, 262, 376,401, 448, 450, 473). Im südlichen Florida, wo es Weißwedelhirsche gibt, erbeu-

tet der Rotluchs keine Exemplare dieser Art, im zentralen und nördlichen Florida frisst er nur wenige und das auch nur im Herbst und Winter (473). Reste von Weißwedelhirschen kann man im Magen von Rotluchsen regelmäßig während und nach der Jagdsaison feststellten, denn dann finden die Luchse häufiger die von den Jägern angeschossenen oder getöteten, aber bei der Nachsuche nicht gefundenen Tiere (262, 604). *Tabelle 30* zeigt, welche Nahrungsquellen beim Rotluchs festzustellen sind.

Tabelle 30. **Nahrungszusammensetzung beim Rotluchs (in den USA)**

Bundesstaat bibliogr. Verweis	**Maine (448)**	**New Hampshire (450)**	**Arkansas (262)**	**Arizona (376)**
Art der Bestimmung der Werte	**Vorkommen im Magen- und Darminhalt in %**	**Vorkommen im Mageninhalt in %**	**Vorkommen im Mageninhalt in %**	**Vorkommen im Kot in %**
Hasentiere				**38**
Schneeschuhhase	**50,6**	**21,6**		
Baumwollschwanzkaninchen		**27,3**	**58**	
Nager				**67**
Grauhörnchen		**18.8**		
Hörnchen			**33**	
Baumstachler	**8,8**			
Mäuse			**32**	
Kleinsäuger	**12,4**	**11,9**		
Waschbär			**7**	
Marderartige			**6**	**1**
Weißwedelhirsch	**12,4**	**22,4**	**II**	**3**
Opossum			**13**	
Haustiere			**4**	
Vögel	**12,9**		**10**	**4**
Eier				**10**

Wildkaninchen

Das Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus)* richtet auf den Feldern in der näheren Umgebung seiner Höhlen, die es in Wiesen und Böschun-

gen anlegt, Schäden an. Besonders in England jagt man es deshalb mit dem Frettchen, das ist ein domestizierter Iltis, der in Kaninchenbauten eindringt. Mit dieser Jagdmethode konnte man bis zu 36 Prozent der Wildkaninchen eliminieren, was aber keinen Einfluss auf die Größe der sich im nächsten Jahr fortpflanzenden Populationen zu haben scheint. Außerdem verursacht diese Jagdmethode, wollte man sie häufiger anwenden, erhebliche Kosten (161). In Holland hat man herausgefunden, dass die Wildkaninchen, weil sie Höhlen bauen und nach Wurzeln suchen, die Verbreitung und das Keimen der Wildpflanzen befördern (110).

Huftiere

Von den durch Huftiere verursachten Schäden haben wir bereits gesprochen; dabei handelte es sich um Schäden am Habitat der Tiere selbst. Nun wollen wir die Schäden für die wirtschaftlichen Aktivitäten des Menschen betrachten. In Kapitel 4 war von ihnen als hingenommene Folgen des Managements der Bestände die Rede, die eine abnorm hohe Bestandszahl verursachten, was dann wiederum den Vorwand für die Jagd liefert.

Wildschweine: Im Umkreis ihrer Wälder oder Büsche, wo sie leben, können die Wildschweine nennenswerte Schäden auf den Feldern anrichten. Gleichwohl kann man beobachten, dass in Gebieten, in denen die Landwirtschaft sich über solche Flurschäden beklagt, von den Jagdpächtern Besatzmaßnahmen vorgenommen werden, um die Bestandszahlen der Wildschweinpopulationen noch zu erhöhen. Hier drängt sich der Verdacht auf, dass das Argument, die Wildschweine verursachten erhebliche Schäden, nur als Vorwand dient, um längere Jagdzeiten oder höhere Abschussquoten für Schwarzwild durchzusetzen (121).

In Schweden sind die Schäden für die Landwirtschaft eher gering, zwischen 0,3 und 0,7 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche sind betroffen (407). In Polen schwanken die von Schwarzwild ver-

ursachten Schäden zwischen 0,5 und 1,4 Prozent der Anbaufläche (468). In beiden Fällen wird mit den Prozentangaben der Totalverlust angegeben; d. h., wenn es sich um Partialschäden handelte, dann wurden die zum Teil geschädigten Flächen mit der Quote des Ernteverlusts multipliziert.

In Frankreich betreffen Wildschweinschäden nur 0,027 Prozent der agrarisch genutzten Fläche. Betrachtet man lediglich die von den Tieren bevorzugten Pflanzungen, dann betragen die Schäden 0,6 Prozent der Getreideernte und 1,15 Prozent der Futtermaisernte (114). In Frankreich verursachte (vor 1987) das Großwild Schäden für 80 Millionen Francs jährlich, 60 Millionen Francs davon gingen auf das Konto der Wildschweine. Aber die Schäden, die die Jäger anrichteten, waren noch viel größer; denn sie verursachten Personen- und Sachschäden für 112 Millionen Francs und Schäden an den Telefonleitungen für 1 Million Francs in einem einzigen Departement. So gesehen, ist die Jagd kein effektives Mittel, die Schäden durch Wildtiere zu limitieren (484).

Hirschartige können Schaden anrichten, weil sie die Rinde und Triebe der Bäume fressen und in den Feldern am Waldrand weiden. In zwei Wäldern in Polen wurde der durch Elche verursachte Schaden auf nur 0,05 Prozent und 0,21 Prozent des gesamten Holzertrags geschätzt (367). Höher sind die vom Rothirsch verursachten Verluste mit 7 Prozent in einer Pappelmonokultur in Ungarn (55).

In der ehemaligen Tschechoslowakei hatte man den Schaden an Maisfeldern bewertet, die um eine 10 ha große Schutzzone mit darin lebenden Rehen liegen. Der Schaden an den Maiskolben betraf 0,65-1,71 Prozent der Pflanzen in unmittelbarer Nähe der Schutzzone. Die Minderung des Ährengewichts durch Schädigung der Pflanzen betraf nur 2,6 Prozent der Pflanzen in der Umgebung des Schutzgebietes und weniger als 0,15 Prozent, bezogen auf das gesamte Gebiet.

Um solche Flurschäden zu vermeiden oder zu begrenzen, gibt es ebenfalls alternative Methoden. Wenn man in den Wäldern Mais in der Zeit verteilt, zu der die Wildschweine gewöhnlich die an den Wald angrenzenden Maisfelder aufsuchen, kann man die Schäden um 52 bis zu

77 Prozent reduzieren (749). Und ein feiner Metalldraht einen Meter über dem Boden mit Aluminiumfähnchen, die mit Erdnussbutter eingestrichen sind, konditioniert den Weißwedelhirsch, die Fläche zu vermeiden. Dieses Mittel wird zum Schutz von Obstgärten empfohlen (607). Ein im Handel erhältliches abstoßendes Mittel, »Big Game Repellent«, soll nach den Angaben des Autors, der allerdings die chemische Zusammensetzung nicht angibt, den Schaden an landwirtschaftlichen Pflanzungen reduzieren (575). Es gibt jedoch auch ein »natürliches« abstoßendes Mittel: Löwen- oder Tigerkot - entweder in Beuteln an Bäumen aufgehängt oder in offenen Dosen bzw. einfach über den Boden verteilt - soll beste Ergebnisse erzielen, die meist auch dauerhaft sind. Manchmal wirkt dieses Mittel, und zwar nicht nur bei Rehen, Rothirschen und Wildschweinen, sondern auch bei Hasen und Kaninchen länger als eine Woche; in einem Fall wird berichtet, dass es nur einen Tag Wirkung zeigte (745).

Schlussfolgerungen

Nach diesem etwas längeren Überblick über die so genannten »Schädlinge« kommen wir zu dem Schluss, dass die Schäden in den meisten Fällen minimal oder völlig ohne Belang sind. In den übrigen Fällen werden die Schäden von der Nützlichkeit wieder wettgemacht, die die angeblichen Schädlinge für die Landwirtschaft haben. Diese Vorteile können ihrem ökonomischen Nutzen nach sogar die Schäden mehr als wettmachen. Nur ganz wenige Tierarten sind tatsächlich als »schädlich« zu bezeichnen.

In vielen Fällen wurde außerdem beobachtet, dass der Abschuss einer bestimmten Anzahl von Exemplaren einer Tierart durch die Jagd kein nachhaltig wirksames Mittel ist, die Schäden tatsächlich zu reduzieren.

Um Schäden zu vermeiden oder zu limitieren, gibt es auch sanfte Methoden. Chemische Mittel wie Carbaminat, die eine für Tiere abstoßende Wirkung haben, sollten allerdings nicht eingesetzt werden, weil sie möglicherweise schädlich für den Menschen und für schüt-

zenswerte Tiere sind. Es sollten natürliche Mittel mit abstoßender Wirkung bevorzugt werden, z. B. Einzäunungen, Vogelscheuchen und das Abspielen von tierischen Angstlauten, und ebenso den Bedingungen angepasste landwirtschaftliche Ackerbau- und Viehzuchtmethoden.

Die Wildtollwutbekämpfung

Ein überflüssiges Massaker

Möglicherweise ist die Geschichte des Fuchses und die unseres Unvermögens, ihn und die durch ihn übertragene Wildtollwut unter Kontrolle zu bringen, ein weiteres Beispiel der offensichtlichen Unfähigkeit des Menschen, die äußerst verwickelten und sensiblen Wechselbeziehungen innerhalb und zwischen den Ökosystemen wirklich zu verstehen. Ich hege große Sympathien für den Fuchs, der trotz des Menschen überleben wird. Aber nicht nur in seinem Interesse dränge ich auf neue ökologische Forschungen, um unsere Kenntnisse zu verbessern, bevor die Weiterverbreitung von scheinbar einfachen und logischen Handlungsstrategien die natürliche Gemeinschaft vollends ruiniert, von der auch der Mensch nur ein Teil ist.
Erik Zimen (792)

Tollwut ist eine gefährliche Krankheit, wegen der wir uns zu Recht Sorgen machen müssen: Denn wenn sie erst einmal ausgebrochen ist, verläuft sie für den Menschen tödlich. Unter epidemologischen Gesichtspunkten kann sie in zwei unterschiedlichen Formen auftreten: als Urbane Tollwut, die hauptsächlich von Hunden übertragen wird, und als Wildtollwut, deren Überträger Wildtiere sind.

Die Tollwut ist in allen Erdteilen verbreitet. In Europa, im nördlichen Asien und im Norden und Osten von Nordamerika ist der Rotfuchs verantwortlich für die Verbreitung der Seuche unter den Wildtieren. In anderen Teilen der Welt spielen andere Arten diese Rolle: Polarfuchs, Graufuchs *(Urocyon cinereoargenteus),* Stinktier, Waschbär, Vampirfledermaus und Mangusten (688,764).

Wildtollwut manifestiert sich normalerweise als Tierseuche, die sich vom Initialherd mit einer Geschwindigkeit von 25-60 Kilometer pro

Jahr ausbreitet (764). Europa ist derzeit von einer derartigen Seuche betroffen, die von einem Herd bei Danzig im Jahr 1940 ausging. Diese Krankheit hat Deutschland und die ehemalige Tschechoslowakei 1950, Dänemark 1964, Belgien, Luxemburg und Österreich 1966, die Schweiz 1967, Frankreich 1968, Holland 1974 und Italien 1977 erreicht (755).

Man geht davon aus, dass die Ausbreitung der Seuche stagniert, wenn die Dichte der Fuchsbestände unter ein bestimmtes Niveau sinkt. Da es jedoch sehr schwer ist, genaue Bestandszahlen der Fuchspopulationen zu gewinnen, benutzt man zumeist einen indirekten Wert, den so genannten *Jagdindex der Populationsdichte* (HIPD). Das meint die Zahl an Füchsen, die pro Jahr und km^2 erlegt werden. Dieser Index bietet einen relativ groben Anhalt für die Dichte der Fuchspopulationen, denn er ändert sich nicht nur mit der Zahl der lebenden Füchse, sondern auch mit der Zahl der Jäger, mit der Art der Jagd etc. Die Annahme ist, dass die Seuche sich nicht mehr ausbreitet, wenn der HIPD unter 0,2-0,3 pro km^2 und Jahr liegt (81).

Daher wurde ein regelrechter Vernichtungsfeldzug gegen den Fuchs in ganz Europa geführt mit dem Ziel, die Populationen unterhalb des kritischen Schwellenwerts zu dezimieren, unterhalb dessen sich die Seuche nicht mehr ausbreitet. So ziemlich alle Mittel wurden eingesetzt: Schrot, Fangeisen, Fallen, vergiftete Köder und Vergasung derjenigen Fuchsbauten, die von einer Fähe mit Jungen bewohnt waren. Aber durch keine dieser Maßnahmen hat man die weitere Ausbreitung der Krankheit stoppen können - mit Ausnahme von Jütland in Dänemark, wo die Fuchsbauvergasung zusammen mit der Jagd mit dem Gewehr und dem Einsatz von Gift in einem flachen Gebiet durchgeführt werden konnte, in dem man tatsächlich sämtliche Fuchsbauten ausfindig machte. Das heißt aber nicht, dass die Tollwut ursächlich durch diese Maßnahmen in besagtem Gebiet gestoppt wurde, denn die Seuche verschwand auch in Schleswig-Holstein ganz spontan, ohne dass man dort irgendetwas gegen die Füchse unternommen hatte (467). Jedenfalls ist eine flächendeckende Fuchsbauvergasung in hügligen oder bergigen Gebieten unmöglich, weil man dort viele Fuchsbauten gar nicht ausmachen kann.

Innerhalb eines Jahres wurden in Großbritannien 100000 Füchse getötet, 80000 in Schweden (beide Länder sind von der Tollwut noch nicht betroffen) und 95000 in Frankreich (451). Diese Zahlen stehen in keinem Verhältnis zu der tatsächlichen Bedrohung für den Menschen durch den Fuchs. Auf der Basis von Berechnungen aus dem Jahr 1976 betrug in den alten Bundesländern das Risiko, an Tollwut zu erkranken 1:171 875 000 (410). In Frankreich war in Bordeaux ein Mensch an Wildtollwut gestorben, während in Grenoble der Tod zweier Kinder zu beklagen war, die an vergifteten Fuchsködern gestorben waren (437). Zwischen 1966 und 1980 war in Österreich bei 11308 registrierten Fällen von Wildtollwut beim Fuchs ein Mensch an dieser Seuche gestorben (408).

Ebenso hat in den USA die Ausrottungskampagne gegen Rot- und Graufüchse nicht die Ausbreitung der Wildtollwut stoppen können (362,446). In Alberta hat die Vernichtung der Füchse zu einer ungewöhnlichen Zunahme bestimmter Hirscharten geführt, die wegen ihrer unnatürlichen Populationsdichte die Weidegründe zerstörten, und das wiederum hat eine geringere *carrying capacity* für alles Großwild nach sich gezogen (443).

Scheinbar war die Dezimierung der Füchse mit dem Ziel, die Tollwut auszurotten, in Wirklichkeit kontraproduktiv. Füchse besetzen nämlich ein bestimmtes Territorium und verteidigen dieses gegen Artgenossen. In einer Fuchspopulation gibt es immer Exemplare, die noch kein eigenes Territorium haben. Wird also der Fuchs eines Territoriums getötet, dann wird dieses sogleich von einem Fuchs aus der Nachbarschaft besetzt, der noch kein eigenes Territorium hat. Generell führt also eine Dezimierung der Füchse zu einem beschleunigten Ortswechsel der überlebenden Tiere, was die Ausbreitung der Seuche begünstigt. Die Konsequenz ist, dass sich ihre Ausbreitungsgeschwindigkeit erhöht (467).

Erst 1968 ging man neue Wege in die richtige Richtung. Damals fing man im Schweizer Kanton Wallis an, Füchse gegen Tollwut zu impfen. Innerhalb von drei Jahren wurden 52149 präparierte Hühnerköpfe mit Ampullen ausgelegt, die den auf Zellkulturen gezüchteten Impfstoff enthielten. Auf diese Weise konnte man zwei spätere Tollwutwellen an

Tollwutfälle in Deutschland weiter gesunken

Nur noch 71 Tollwutfälle wurden 1999 in Deutschland bei Tieren amtlich festgestellt. Diese Nachricht ist der aktuellen Tollwut-Statistik des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten zu entnehmen. Von der Krankheit befallen waren 12 Haustiere, 37 Füchse, 6 Rehe und 16 Individuen anderer Wildarten. (…) 1989 stellten die Behörden noch bei 3221 Tieren in Deutschland Tollwut fest. Darunter: 359 Haustiere, 2487 Füchse, 159 Rehe und 216 sonstige Wildarten.

Im Gegensatz zu den Zahlen in Deutschland sieht die gesamteuropäische Tollwutbilanz weniger gut aus. Von April 1999 bis Dezember 1999 gab es insgesamt in Europa 4389 Tollwutfälle, davon 2849 bei Wildtieren und 1535 bei Haustieren. 5 Mal waren auch Menschen aus den GUS-Staaten mit dem Virus infiziert.

Ende 1999 galten die Länder Albanien, Finnland, Griechenland, Island, Irland, Italien, Portugal, Schweden, Schweiz, England, Nord-Irland, Mazedonien und Norwegen als tollwutfrei. Dort wurde mindestens zwei Jahre lang keine Tollwut festgestellt.

(http://www.jagd.de/service/jagdstatistik 20.02.2001)

den Grenzen des Kantons stoppen. Seit 1981 ist das Wallis tollwutfrei (690). Diese Kampagne kostete nur 106 800 Franken im Jahr, während der angrenzende Kanton Bern, der flächenmäßig nur wenig größer ist, 818 148 Franken für die Tötung einer großen Zahl von Füchsen und für die Impfung des Viehs ausgab, ohne dass damit eine Eindämmung der Seuche erreicht worden wäre (689).

Erste Impfungen der Füchse gegen Tollwut wurden in der BRD 1982 durchgeführt. Auf einer Fläche von 1429 km^2 wurden 22 291 Köder ausgelegt. Ein Jahr später war dieses Gebiet tollwutfrei. In der Folgezeit entwickelte das Bundesinstitut für Viruserkrankungen in Tübingen eine einfachere Präparierung der Köder, die weniger Handarbeit erforderte; satt des Hühnerkopfes nahm man Tafeln (4 x 4 cm) aus tierischem Fett und Fisch, worin die Ampulle mit dem Impfstoff enthalten war. 1986 wurden auf einer Fläche von 58500 km^2 (das entspricht 23,6 Prozent der Fläche der alten Bundesländer) 1 600000 Köder ausgelegt, und 1987 waren es 5 Millionen Köder auf 163391 km^2. In Italien begann man im Jahr 1984 mit den Impfungen in den von Wildtollwut betroffenen Gebieten, zunächst der Val Camonica, Lombardei. 1986 wurden die Maßnahmen auf die Provinzen Trient und

Bozen ausgedehnt, ebenfalls von Tollwut betroffene Gebiete. Die Kosten dieser Kampagne wurden auf 17 Dollar pro geimpftem Fuchs geschätzt, während die Kosten der früheren Ausrottungsmaßnahmen (es gab sogar eine Abschussprämie) 53-54 Dollar pro getötetem Fuchs betrugen (615). Später wurde in Italien kein Fall von Wildtollwut mehr registriert, abgesehen von Triest, wo die Seuche im August 1988 auftauchte; vermutlich wurde sie aus dem ehemaligen Jugoslawien eingeschleppt. Weder in der Provinz Triest noch in Jugoslawien hatten prophylaktische Impfungen der Füchse stattgefunden (137,283). Seit 1985 wurden solche Impfungen auch in Frankreich, Belgien und Österreich durchgeführt.

1987 war die Tollwut in der Schweiz, in Italien und in den alten Bundesländern der BRD praktisch verschwunden, während sie in den ehemaligen Ostblockstaaten weiterhin existierte, die derartige Impfkampagnen versäumt oder erst viel später mit ihrer Durchführung begonnen hatten.

Die Geschichte der Wildtollwutbekämpfung in Europa ist jedenfalls ein Triumph der Wissenschaft und des Tierschutzes - und eine Niederlage für die Jagd.

Teil II

Der Widersinn der Jagd

Die jagdbaren Arten

Die Jagd auf bedrohte Arten

In den vorangehenden Kapiteln haben wir verschiedene jagdwissenschaftliche Theorien untersucht, die üblicherweise zur Legitimation der Jagd vorgebracht werden. Wir haben diese Theorien kritisiert und gezeigt, dass die Jagd wahrscheinlich immer zu einem Rückgang der natürlichen Bestände führt und dass diese Reduktion selbst dann nicht zu rechtfertigen ist, wenn mit irgendwelchen Schäden durch die jeweils bejagten Arten argumentiert wird. Eine Reduktion kann im Fall einer kontrollierten Bestandsverwaltung möglicherweise vermieden werden; aber das geht dann zulasten der Ökosysteme bzw. der Umwelt.

Selbst wenn die vorgebrachten Theorien plausibel wären, so setzen sie doch, um in der Praxis auch durchführbar zu sein, eine ganze Reihe von Bedingungen voraus, die nicht immer gegeben sind. Die Entscheidung, welche Arten bejagt werden können, zu welchen Zeiten und mit welchen Mitteln, hat oft ganz und gar nichts mit den in der Theorie behaupteten Grundsätzen zu tun, sondern allenfalls etwas mit Politik. Außerdem fehlt es den Jägern nur zu oft an der nötigen Disziplin und der Kompetenz, diese Regeln dann auch tatsächlich einzuhalten. In den folgenden Kapiteln wollen wir die gravierendsten Diskrepanzen zwischen den Theorien und der Praxis unter die Lupe nehmen, einer Praxis, die selbst dann, wenn die Theorie in sich stimmig wäre, doch deren Gültigkeit untergraben würde.

Wäre die Entscheidung über die jagdbaren Arten wissenschaftlich begründet, dann dürften Tierarten nur in folgenden Fällen zur Jagd freigegeben werden:

- wenn ein Überschuss besteht oder
- nachgewiesen wurde, dass die Mortalität aufgrund der Bejagung durch einen Rückgang der natürlichen Mortalität kompensiert wird,

Kampf um verlängerte Jagdzeiten auf bedrohte Zugvogelarten im Europäischen Parlament

»Die EG-Vogelschutzrichtlinie ist seit ihrem Inkrafttreten im Jahr 1979 eines der wichtigsten Instrumente zum Schutz unseres gemeinsamen Naturerbes in Europa. Aber auch nach 20 Jahren werden vor allem in Südeuropa immer noch viele bedrohte Vogelarten mit geblendeten Käfigvögeln angelockt, mit Leimruten und Netzen gefangen oder geschossen.«

Insbesondere Italien und Frankreich verstoßen massiv gegen europäisches Naturschutzrecht; alleine in Frankreich landen jährlich bis zu 5 Millionen Feldlerchen und 500 000 Kiebitze als zweifelhafte »Delikatesse« in Kochtopf und Pfanne, so Claus Mayr, Europaexperte des NABU. Bislang dürfen EU-weit insgesamt 72 Vogelarten bejagt werden; in Frankreich sind es 36, in Spanien 33, in Deutschland dagegen nur 18 Arten. Etwa zwei Drittel der in Frankreich jagdbaren Arten leiden nach wie vor unter starken Bestandsrückgängen. Viele Arten wie Feldlerche, Kiebitz, Wachtel und Bekassine sind aufgrund dieses Jagddruckes inzwischen massiv im Bestand bedroht, die Zahlen selbst bislang häufiger Arten wie Feldlerche und Ringeltaube gehen drastisch zurück.

Dennoch hatte Frankreich im Sommer 1998 auf Druck der Jägerschaft gegen den entschiedenen Widerstand der grünen Umweltministerin die Jagdzeit für bedrohte Zugvogelarten wie Bekassine und Uferschnepfe vom Juli bis in den Februar verlängert. Dies steht im eklatanten Widerspruch zur EG-Vogelschutzrichtlinie; Frankreich und auch Italien drohen daher harte Urteile des Europäischen Gerichtshofes (EuGH) in Luxemburg. Daher gründete sich in Frankreich eine Jägerpartei (CPNT, »Partei für Jagd, Angeln, Natur und Tradition«), die im Sommer 1999 mit sechs Abgeordneten ins Europäische Parlament einzog und seither mit massiver Unterstützung der europäischen Jagdverbände (FACE, deutsches Mitglied ist der DJV) nichts unversucht lässt, die Bestimmungen der Richtlinie aufzuweichen.

Doch schon im Herbst 1999 blies der Jägerpartei heftiger Gegenwind der europäischen Naturschutzverbände entgegen. Als die Jäger den einflussreichen Posten des sogenannten »Berichterstatters« für die EG-Vogelschutzrichtlinie besetzen wollten, schlugen der NABU und seine europäischen Partnerverbände von BirdLife International Alarm. Sie forderten die Europaabgeordneten auf, diese Wahl zu verhindern und nicht den buchstäblichen »Bock zum Gärtner« zu machen - mit Erfolg.

Im Frühjahr 2000 überreichte BirdLife International der Präsidentin des EP, Nicole Fontaine, über 2,2 Millionen Unterschriften gegen das französische Jagdgesetz und gegen eine Verlängerung der Jagdzeiten auf Zugvögel. »Über eine Million Unterschriften kamen alleine aus Frankreich. Das zeigt, dass die Franzosen selbst einen Rückfall ins jagdpolitische Mittelalter verhindern wollen!« (NABU-Europareferent)

- oder wenn die Sigmakurve ein besonderes Gefälle im Mittelteil aufweist
- oder die natürlichen Feinde der betreffenden Art ausgerottet sind.

Prüft man aber die Liste der Tierarten, die in den verschiedenen Ländern zur Jagd freigegeben wurden, dann zeigt sich, dass die Unterschiede, die ja offensichtlich bestehen, vollkommen andere Gründe und Ursachen haben und eher auf unterschiedliche Traditionen zurückzuführen sind als auf allgemeine jadwissenschaftliche Theorien.

Die Möwen sind in allen europäischen Ländern sehr verbreitet. In einigen Ländern wie Deutschland, Dänemark und Österreich können verschiedene Arten bejagt werden, in anderen stehen sie unter Schutz. (Lach-, Sturm-, Silber-, Mantel- und Heringsmöve dürfen in der BRD bejagt werden, die anderen selteneren Arten unterliegen zwar dem Jagdrecht, genießen aber ganzjährige Schonzeit; A.d.R.)

Birk- und Auerwild sind selten geworden, besonders letzteres, und daher schutzwürdig. Aber wie sieht die Praxis aus? Im westlichen Teil der italienischen Alpen ist das Auerwild aufgrund der Jagd ausgerottet, ist aber im östlichen Teil der Alpen weiter für die Jagd freigegeben. Birk- und Auerwild dürfen in Polen, Österreich, Schweden und Norwegen gejagt werden - auch in Deutschland, aber hier jeweils nur die Hähne (zur Zeit werden Birk-, Auer- und Rackelwild in allen Bundesländern ganzjährig geschont; A.d.R.).

In Italien ist das Rebhuhn fast vollständig verschwunden, weil man zum Zwecke der Jagd versucht hat, fremde Rassen einzubürgern (459). Rebhuhnpopulationen, die sich reproduzieren, gibt es nur noch in der Poebene. Eigentlich - wenn es nach der Logik ginge - müsste die Jagd auf Rebhühner in Italien längst verboten sein, damit sie eine Chance hätten, ihre alten Lebensräume wieder zu bevölkern. Aber die Jagd geht weiter, und zwar auf landesfremde Rebhuhnrassen, die einzig zum Zwecke der Jagd ausgewildert wurden.

Auf die Knäkente wird in Frankreich, Italien, Dänemark und Deutschland unvermindert Jagd gemacht, obwohl durch die Dürren in Afrika die Feuchtzonen, in denen sie überwintert, zunehmend trockenfallen, was ihre Bestände bedroht.

Der Europäische Rat hat sich beim Erlass der Richtlinie 79/409/EWG über den Erhalt der wild lebenden Vogelarten weniger an wissenschaftlichen, als vielmehr an politischen Kriterien orientiert. Die Direktive umfasst 24 Vogelarten, die in allen Ländern der Europäischen Union bejagt werden dürfen, und eine zweite Liste von 48 Arten, die in einigen Ländern gejagt werden dürfen. Es ist höchst aufschlussreich zu sehen, wie sich die Arten der zweiten Liste auf die einzelnen Länder der Union verteilen: In Frankreich dürfen 36 der 48 Arten gejagt werden, in Dänemark 29, in Italien 19, in Großbritannien 16, in Deutschland 15, in Irland 13, in Belgien 7, in den Niederlanden 3 und in Luxemburg keine. Bei ihrem Beitritt zur EU wurden für Griechenland 14 Arten und für Portugal 10 Arten zur Jagd freigegeben.

Der Höckerschwan darf einzig in Deutschland gejagt werden, das Haselwild nur in Frankreich. Dort ist, ebenso wie in Deutschland und Spanien, beim Auerwild nur die Jagd auf den Hahn erlaubt, hingegen in Italien und Großbritannien auf Hahn und Henne gleichermaßen. Es fällt schwer, irgendeine Logik in diesen Zuteilungen zu erkennen, es sei denn, man geht davon aus, dass die Kommission der Europäischen Union den unterschiedlichen Jagdtraditionen in den jeweiligen Ländern Rechnung tragen wollte.

Hunde und Katzen

Kein Platz für verwilderte Tiere

Wildernde Hunde und streunende Katzen gehören vielerorts zu den bejagten Tieren. In Deutschland beispielsweise darf ein Jagdschutzausübender im Revier streunende oder wildernde Hunde erschießen, sofern sie außerhalb der Einwirkung oder Kontrolle des Hundeführers sind. Ähnliches gilt für Katzen, die weiter als 200 Meter vom nächsten bewohnten Haus entfernt sind (bzw. 300 Meter in bestimmten Bundesländern oder 500 Meter in Hessen).

Unter diesen Umständen nimmt es nicht wunder, dass gelegentlich auch Hunde dem Schrot zum Opfer fallen, die durchaus nicht herrenlos im Wald umherliefen (306,353). (Mittlerweile ist aber die Beweislast, die früher allein beim Hundeführer lag, heute dem Jagdschutzausübenden auferlegt; A.d.R.)

Verwilderte Hunde, heißt es, würden Haus- und Wildtiere reißen. In Wirklichkeit besteht ihre Nahrung vor allem aus Abfällen, die sie auf Mülldeponien und in Mülltonnen finden (43, 596). Streunende Hunde und Katzen, die innerhalb von Wohngebieten oder in deren Nähe leben, werden oft von den Anwohnern sogar gefüttert (43,83).

Wirklich verwilderte Hunde, die in Rudeln abseits menschlicher Behausungen leben, jagen auch Vieh und wild lebende Tiere. Da es in der Regel aber kaum möglich ist festzustellen, ob die Beute nun das Opfer von Wölfen oder verwilderten Hunden wurde, und da in vielen Ländern die Verluste an Haustieren durch Wölfe vom Staat ausgeglichen werden, wäre es sinnvoll, auch die Schäden durch verwilderte Hunde zu vergüten. Unter den Wildtieren scheinen die Verluste nicht besonders hoch. Jedenfalls haben die wildernden Hunde ebenso einen ausgleichenden Einfluss auf die Populationen der Beutetiere wie die anderen Predatoren (532). In einem Nationalpark in Illinois waren

Hunde für 7 Prozent der getöteten Hirsche verantwortlich, Jäger für 49 Prozent und für 28 Prozent war der Verkehr die Ursache (320).

Den verwilderten Hunden sagt man auch nach, für die Ausbreitung bestimmter Krankheiten verantwortlich zu sein, insbesondere für die Übertragung des Hundebandwurms. In Wirklichkeit aber ist die Gefahr bei Haushunden ungleich größer, denn diese sind mit den Hundehaltern in viel engerem Kontakt. Wenn man so argumentiert, müsste man ebenso die Haushunde eliminieren. Verwilderte Hunde, heißt es ferner, würden in den Ländern, in denen die Wildtollwut herrscht, zu einer Gefahr für die Gesundheit der Menschen werden, denn die Füchse, die diese Seuche verbreiten, könnten sie auf die Hunde übertragen, wenn sie mit ihnen im Umfeld von Mülldeponien in Kontakt kommen, wo beide Arten ihre Nahrung suchen. Und die Hunde wiederum würden die Krankheit dann auf den Menschen übertragen. Gegen dieses Argument ist jedoch einzuwenden, dass heute die Impfung der Füchse die wirkungsvollste Vorbeugung gegen Tollwut ist - viel effektiver als das Abschießen der Hunde. Es wird auch behauptet, die verwilderten Hunde würden den Wölfen ihren Lebensraum streitig machen und mit ihnen um Nahrung und Reviere konkurrieren, und sie würden die genetische Reinheit der Wölfe durch Mischlinge gefährden (83). In Italien jedenfalls, mit einer Population von 850000 »umherlaufenden« Hunden (ca. 500 000 haben einen Besitzer, 220 000 gelten als streunende und 80000 als tatsächlich verwilderte Hunde), scheint die kleine Gruppe von ca. 100 wild lebenden Wölfen im Wachsen begriffen und auch keinerlei Zeichen einer Vermischung aufzuweisen (84). Diese Gefahr ist offensichtlich nicht besonders groß.

Eine systematische Verfolgung der verwilderten Hunde scheint aus den vorgebrachten Gründen nicht gerechtfertigt und im Übrigen auch ziemlich sinnlos, wenn man bedenkt, dass ständig Hunde ausgesetzt werden und die dezimierten Populationen der verwilderten Hunde immer wieder auffüllen.

Von den verwilderten Katzen heißt es, sie würden den Bestand der jagdbaren Wildtiere mindern - und wir werden nicht müde, darauf hinzuweisen, dass man die Jagd nicht mit den Nachteilen für die Jagd legitimieren kann. Jedenfalls haben zahlreiche Analysen des Magen-

inhalts von erlegten Katzen oder solchen, die dem Verkehr zum Opfer fielen, sowie die Untersuchung ihrer Exkremente erwiesen, dass verwilderte Katzen sich hauptsächlich von Ratten, Mäusen, Wühlmäusen und anderen Nagetieren ernähren (145,200,239,321,322). Folglich sind sie eher als NUtzlinge anzusehen. Sie zu verfolgen ist nicht nur ungerechtfertigt, sondern auch unsinnig. *Tabelle 31* zeigt die Zusammensetzung der Nahrung verwilderter Katzen.

Tabelle 31. **Nahrungszusammensetzung bei verwilderten Katzen**

Staat (Land) bibliogr. Verweis	**Kalifornien (348)**	**Oklahoma (493)**	**Schweiz (287)**	**BRD (91)**	**BRD (685)**	**Polen (596)**
Art der Bestimmung der Werte	**in % des Mageninhalts**	**in % des Mageninhalts**	**in % der Exempl. im Magen**	**in % der Exempl. von Wirbeltieren in Magen und Darm**	**Vorkommen im Magen in %**	**Vorkommen im Magen in %**
Säugetiere (spez. Nager)		**55**				
Nager	**49,6**		**88**	**65,7**		**74,1**
Mäuse					**47,0**	
Ratten					**3,3**	
Hasenartige	**13,3**			**17,5**		
Feldhase			**0,6**		**1,3**	**3,4**
Wildkanin.					**9,7**	
Rehe						**0,3**
Hauskatze	**1,1**					
Vögel		**4**		**16,1**	**7,3**	
Reiher	**0,4**					
Enten	**3,2**					**0,8**
Hühnervögel	**11.3**					
Amerikan. Blesshuhn	**2,5**					
Spatzen	**6,6**		**12**			**1,8**
Haushuhn	**0,4**					
Eier	**0,3**					
Reptilien	**2,2**	**2**	**1**	**0,7**		
Pflanzliches					**5,3**	
menschl. Speisereste						**18,8**
Insekten	**7,4**	**12,5**			**0,3**	
Abfälle		**26,5**				

Bestandsermittlung

Gemsen zählen, indem man sie tötet

Auf die Jagd zu gehen, ohne auch nur eine ungefähre Vorstellung von der Anzahl der Tiere in einem bestimmten Gebiet zu haben und ohne eine genau festgelegte Zahl von Tieren, die erlegt werden dürfen (...), ist ebenso verrückt, wie eine Unterschrift unter einen Scheck zu setzen, ohne zu wissen, ob er gedeckt ist.
Alberto Simonetta

Jede »rationale« Begründung der Jagd kann nur auf der Grundlage einer präzisen statistischen Erhebung erfolgen, sodass die bestehende Population durch die Jagd nicht oder jedenfalls nur um einen genau festzulegenden Prozentsatz verringert wird. Auch im Falle der Jagd auf eine Spezies, die zu Recht oder zu Unrecht als »schädlich« gilt, wird nicht die Ausrottung das Ziel sein, sondern eine Reduzierung der Spezies, sodass der durch sie verursachte Schaden in Grenzen gehalten wird. Um die Abschussquote bestimmen zu können, muss man unbedingt über genaue Populationsdaten der bejagten Spezies verfügen. Dazu bedarf es präziser Zählungen oder wenigstens zuverlässiger Schätzungen.

Bei Vögeln ist klar, dass sich solche Erhebungen oder Schätzungen auf sehr große Gebiete erstrecken müssen, um einen Überblick über die gesamte Population von Zugvögeln zu erhalten. Das wurde dank der Anstrengungen des Internationalen Büros für die Erforschung der Wasservögel im Falle der Wasservögel und Schnepfen auch getan. *Tabelle 32* zeigt die Schätzungen dieses Büros für die wichtigsten Entenarten, Schwäne und Blesshühner, die in der westlichen Paläarktis (Europa, dem Nahen Osten und Nordafrika) überwintern. Sie basieren auf Zählungen und werden ergänzt durch Extrapolationen der Zahlen für jene Länder, in denen genaue Bestandsermittlungen nicht möglich

waren. *Tabelle 33* zeigt die Populationsschätzungen der häufigsten Wat- und Möwenvögel, die in Europa und Nordafrika überwintern.

Die herbstlichen Populationen der Schnepfen in Europa wurden (Anfang der 1980er Jahre) auf 14,8 Millionen bis 37 Millionen geschätzt (324).

Die Populationen ziehender Singvögel können durch die üblichen Zählungsmethoden gar nicht erfasst werden. Daher müsste die Jagd auf sie, wäre sie wirklich »rational«, sofort beendet werden. Dasselbe gilt auch für alle anderen Arten, für die keine gesicherten Bestandszahlen vorliegen.

Tabelle 32. **Bestände der hauptsächlichen Entenarten, Schwäne sowie Blesshiihner in den westpaläarktischen Überwinterungsgebieten; geschätzt (645)**

Stockente	**9.000.000**	**Schellente**	**320.000**
Krickente	**1.400.000**	**Kolbenente**	**70.000**
Schnatterente	**87.000**	**Brandente**	**345.000**
Pfeifente	**1.350.000**	**Mittelsäger**	**125.000**
Spießente	**370.000**	**Gänsesäger**	**160.000**
Löffelente	**340.000**	**Zwergsäger**	**80.000**
Eisente	**1.350.000**	**Höckerschwan**	**20.000**
Tafelente	**1.600.000**	**Singschwan**	**17.000**
Moorente	**75.000**	**Blesshuhn**	**4.000.000**

Tabelle 33. **Bestände der hauptsächlichen Wat- und Mövenvogelarten in den Überwinterungsgebieten in Europa und Nordafrika; geschätzt (611)**

Art	**Atlantisches Europa und Nordafrika**	**Mittelmeerraum**
Austernfischer	**562.900**	**800.000**
Kiebitzregenpfeifer	**42.700**	**3.000.000**
Knutt	**744.300**	**100.000**
Kampfläufer	**1.600**	**400.000**
Dunkler Wasserläufer	**500**	**800.000**
Rotschenkel	**233.900**	**9.000.000**
Heller Wasserläufer	**2.000**	**200.000**
Uferschnepfe	**70.200**	**10.000.000**
Pfuhlschnepfe	**304.200**	**100.000**
Großer Brachvogel	**151.400**	**7.800.000**
Regenbrachvogel	**3.500**	

Für viele Singvogelarten gibt es jedoch, auch wenn man über keine genauen Zählungen verfügt, Daten aus dem MRI-Programm, die auf den Zahlen beruhen, die sich aus dem Einfangen mit Netzen in drei Vogelstationen in Deutschland und Österreich ergeben. Diese Daten zeigen eine abnehmende Tendenz für die allermeisten Vogelarten. Zu diesen Arten gehört auch die Amsel (63, 64), die gleichwohl in vielen Ländern, insbesondere in Südeuropa, gejagt werden darf.

Auch bei einigen standortfesten Vogelarten gibt es keine genauen Zählungen. In Frankreich z. B. kann das Büro für Jagdangelegenheiten aufgrund fehlender Zählungen keine Angaben für Schneehuhn und Bergfinken machen (552,553). *Tabelle 34* führt die Bestandsgrößenschätzungen für verschiedene nichtziehende Arten in der BRD, Frankreich und Italien auf.

Noch ein großes Problem stellt die häufig sehr fragliche Zuverlässigkeit der Zahlenangaben dar. Eine Untersuchung über die Rothirsche in schottischen Wäldern ergab, dass die bisherigen Schätzungen deutlich unter den tatsächlichen Werten lagen. Die Populationen waren um einen Faktor zwischen 3,5 und 16,7 unterschätzt worden (621)! In einem anderen Fall entschied man sich in Dänemark dafür, eine ganze

Aus der brandenburgischen Jagdstatistik: Rekorde

Das Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Raumordnung in Brandenburg hat die offizielle Jagdstatistik für das Jagdjahr 1999/2000 (1. April 1999 bis 30. März 2000) vorgelegt. Beim Schalenwild wurde mit 150 000 Stück die bislang höchste Strecke seit 1992 erlegt. (…) Seit 1994 wird in Brandenburg jährlich mehr Wild erlegt. Gleichzeitig stellt die Landesforstverwaltung vermehrt Wildschäden im Wald fest. Bei Damwild sind die waldverträglichen Bestandszahl inzwischen überschritten. Die höchsten Abschusszahlen melden bei dieser Tierart die Landkreise Oberhavel (3800 Stück) und Uckermark (2100 Stück).

Während beim Muffel- und Rehwild die Strecken in etwa gleich blieben, ist für das Schwarzwild ein gewaltiger Streckenanstieg auf 70000 Stück zu verzeichnen. (…) Einen außerordentlichen Anstieg verzeichnete die Oberste Jagdbehörde auch bei Waschbär und Marderhund. Betrug die Strecke im Vorjahr beim Waschbär noch 750 Stück, sind es im letzten Jagdjahr 1 500. Beim Marderhund wurden 1998/99 noch 1500 Stück gezählt, nunmehr sind es 2500. (http://www.jagd.de/service/jagdstatistik 20.02.2001)

Tabelle 34. **Geschätzte Bestände standortfester Tierarten in der BRD (vor 1989), Frankreich und Italien**

Land	BRD (zu Beginn der Fortpflanzungszeit)	Frankreich	Italien
bibliogr. Verweis	(780)	(432bis, 484, 551,554, 555)	(178,461)
Rothirsch	85.000	35.000	9.000
Damhirsch	30.000	330-440	7.000
Sikahirsch	1.500		
Reh	1.700.000		120.000
Mufflon	7.000	5.000 (Frühjahr)	9.000
Gemse (Rupicapra rupicapra)	10.000	40.000	65.000
Gemse (Rubicapra pyrenaica)		14.000	300-400
Wildschwein	50.000		
Feldhase	800.000		
Wildkaninchen	300.000		
Haselhuhn			5.000-6.000 Paare BF
Alpenschneehuhn			7.000-10.000 Paare BF
Birkhuhn		weniger als 1.000 Paare	37.500-42.600 ES
Auerhahn		weniger als 500 Paare	6.500-9.000 EF
Virginiawachtel			5.000 nistende Paare
Rothuhn	80.000		1.200 Gruppen ES
Rebhuhn		1.704.400 BF	16.000 im Herbst
Fasan	200.000		

ES = Ende Sommer; EF = Ende der Fortpflanzungsperiode; BF - Beginn der Fortpflanzungsmethode

Population von Rehen zu töten, um eine andere Art mit leicht unterschiedlichem Charakter anzusiedeln. Als man die Anzahl an Rehen getötet hatte, die den Schätzungen entsprach, gab es immer noch Rehe. Man entschloss sich, auch diese zu töten, und am Ende ergab sich, dass die tatsächliche Zahl an Rehen dreimal so groß gewesen war wie die geschätzte (15).

Die Jagdquote

Eine Lizenz, mehr Exemplare zu töten, als es gibt

Hat man einmal, mehr oder weniger zuverlässig, die Größe einer Population bestimmt, die bejagt werden darf, dann ist es - vorausgesetzt, man kennt die Geburten- und Mortalitätsrate - ziemlich einfach, die angemessene Quote für jeden einzelnen Jäger zu bestimmen: Sie ergibt sich aus der Gesamtzahl der zur Jagd freigegebenen Exemplare dividiert durch die Anzahl der Jäger. In einigen Ländern werden die Abschussquoten sehr genau errechnet. In den USA z.B. werden bei den standortgebundenen Tierarten die Geburten sofort registriert, sodass man noch vor Beginn der Jagdsaison einen genauen Überblick über die Entwicklung der Geburtenraten erhält (die natürlich auch durch klimatische Bedingungen und durch die Ernährungslage beeinflusst werden).

In anderen Ländern dagegen, wie in Italien und Griechenland, wird die Jagdquote anhand aus der Luft gegriffener Zahlen festgesetzt, die jeglicher wissenschaftlicher Fundierung entbehren. In Italien hat die LAC (Lega per l'Abolizione della Caccia) folgende Rechnung aufgestellt: Wenn man die individuelle Quote, die jedem Jäger zugestanden wird, mit der Zahl der Jäger multipliziert, dann dürfte eine Gesamtstrecke von 3 812000000 Exemplaren in der Jagdsaison 1988/89 erlegt werden - nicht eingerechnet die Tierarten, für die es keine Quoten gibt.

In Griechenland haben EFAH (die Europäische Föderation gegen die Jagd) und die EFAP (die Antijagdinitiative in Griechenland) ebenfalls für die Saison 1988/89 errechnet, dass 6248481048 Exemplare zum Abschuss freigegeben sind - wiederum ohne die Tierarten, für die es keine Beschränkungen gibt: Ringel-, Hohl- und Felsentaube,

Jagd und Jäger in Deutschland in Zahlen

Das Gesamtvolumen der jährlichen Jagdpachteinnahmen liegt bei circa 750000000 DM. Auf die 81 Millionen Einwohner kommen rund 337937 Jäger; das ist ein ßevölkerungsanteil von ca. 0,4 Prozent. Auffallend stark vertreten sind Jäger in der Politik, in Rechtsprechung und Verwaltung sowie in Wirtschaftsverbänden. Auf die 337937 (Hobby-)Jäger entfallen: 1. nur rund 17 000 Jägerinnen (Jagd ist nach wie vor eine typische Männerdomäne; der Frauenanteil von ca. 5 Prozent ist extrem niedrig, niedriger als z.B. bei Boxen und Fußball (…) 2. nur rund 500 Berufsjäger (Personen mit klassischer staatlich anerkannter Ausbildung und Prüfung nach der Bundesverordnung über die Berufsausbildung zum Revierjäger/zur Revierjägerin (BGBl. I S. 554), die diese Tätigkeit hauptberuflich ausüben und damit auch ihren Lebensunterhalt bestreiten). (…) Den jährlichen Jagd-Gesamtausgaben von schätzungsweise 1500 000 000 DM stehen lediglich ca. 307 000 000 DM Einnahmen aus den Jagdstrecken-Erlösen gegenüber! (…) Bundesweit gibt es 1,6 Millionen Sportschützen, 337937 Jäger und 300000 Waffensammler. Rund 10 Millionen Schusswaffen sind offiziell registriert. (Stand 1999) (http://home.t-online.de/home/tsh.wittlich)

Lerche, Dohle, Nebelkrähe, Elster, Haus- und Feldsperling, Bienenfresser, Star, Eichelhäher und Pirol.

So viele Tiere gibt es weder in Italien noch in Griechenland. Man hat errechnet, dass die Gesamtzahl der Zugvögel, die jeden Herbst von Europa und Westasien über die Länder am Mittelmeer zum Überwintern nach Afrika ziehen, etwa 5 Milliarden beträgt (511). Da nur ein Teil dieser Vögel über Italien und Griechenland zieht, kann man als ungefähre Schätzwerte 1 Milliarde Exemplare für Italien und etwa 700 Millionen für Griechenland annehmen. Die Zahlen für die standortfesten Vögel wie auch der Säugetiere liegen mit Sicherheit sehr viel niedriger. Dermaßen hohe Abschusszahlen sind also für die Mehrzahl der Jäger völlig unrealistisch. Man könnte sie vergleichen mit einem Tempolimit auf Autobahnen von 500 km/h. Aber selbst in den Ländern, in denen die Abschussquoten wissenschaftlich bestimmt werden, ist es dann in der Folge schwierig, die Zahlen einzuhalten, denn die Zahl der Jäger kann höher oder auch niedriger sein, als man im Vorfeld annahm. Und es kann auch vorkommen, dass sich die Jäger nicht an die Quoten halten. Manchmal zieht man es deshalb vor, keine Quoten vorzugeben, sondern die Jagd indirekt zu beeinflussen, indem man die

Tage oder Stunden begrenzt, in denen gejagt werden darf; oder indem man Alter und Geschlecht der jagdbaren Tiere festlegt. Auch in diesem Fall jedoch ist die Zahl der tatsächlich erlegten Tiere nicht mit Sicherheit steuerbar (258).

Aufgrund der Schwierigkeiten, die Abschussquoten einzuhalten und die tatsächlichen Abschüsse vorherzusehen, werden in vielen Ländern Untersuchungen a posteriori über die tatsächlichen Jagdquoten durchgeführt. Das kann zum einen dadurch geschehen, dass man die Jäger dazu verpflichtet, entsprechende Formulare auszufüllen. Zum anderen kann man eine ausgewählte Gruppe von Jägern befragen und von diesen Ergebnissen Rückschlüsse auf die Gesamtzahlen ziehen. In den *Tabellen 35,36* und *37* (siehe Seite 142 ff.)werden die erhobenen Daten bezüglich der Abschüsse bei den für die Jagd wichtigsten Arten wiedergegeben.

Einige Zahlen in diesen Tabellen könnten für sich genommen großen Eindruck machen. Sie sagen aber nichts aus, wenn man sie nicht in Beziehung zu den Gesamtzahlen einer bestimmten Population und deren Geburten- und Mortalitätsrate setzt. Was man allerdings erkennen kann, ist, wie verschieden die Abschussquoten in den einzelnen Ländern sind. Allein in Frankreich wird ein Viertel aller Enten abgeschossen, und in Frankreich und Italien werden 63 Prozent aller Schnepfen Europas erlegt.

In einigen Fällen, besonders in Südeuropa, fehlen solche Zahlen jedoch ganz oder teilweise. In diesen Ländern kann daher die Jagd in keiner Weise nach wissenschaftlichen Kriterien gelenkt werden. Selbst wenn Abschusszahlen publiziert werden, so sind sie doch oft nur sehr ungenau, weil sie entweder auf Extrapolationen beruhen oder weil sie nur von einem Teil der Jäger erhoben wurden. Darüber hinaus sind die Daten auch deshalb unzuverlässig, weil sie auf den Aussagen der Jäger beruhen, die einerseits vielleicht aus Eitelkeit höhere Abschusszahlen als die tatsächlichen melden und die andererseits aus Nachlässigkeit oder auch bewusst Abschüsse nicht melden, nämlich dann, wenn es sich um nicht zur Jagd freigegebene Arten handelt. Im Osten Kanadas liegt die von den Jägern gemeldete Beute um bis zu 60 Prozent über den tatsächlichen Zahlen. Legte man dagegen die Zahlen der Jäger

zugrunde, die tatsächlich Jagderfolge hatten (und die deshalb auch keinen Grund hatten, die Daten zu fälschen), dann liegt der gemeldete Überschuss bei nur 16 Prozent (664). In Pennsylvania unterließen es 20-30 Prozent der Jäger, Abschüsse von Hirschen zu melden, obwohl sie gesetzlich zu einer Meldung innerhalb von fünf Tagen verpflichtet wären (433).

Wenn es keine Zahlen über die Abschüsse gibt oder wenn diese Daten unzuverlässig sind, dann besteht eine Methode der Schätzung darin (allerdings nur global und ohne Spezifizierung für die einzelnen Arten), die verbrauchte Munition zu zählen. Aus den Untersuchungen einer italienischen Jägervereinigung ergibt sich, dass im Schnitt jeder Jäger 840 Patronen pro Jahr verschießt. Wenn man berücksichtigt, dass etwa 40 Prozent der Patronen fürs Tontaubenschießen verwendet werden, dann - so habe ich für das Jahr 1980 errechnet - wurden in diesem Jahr in Italien 1,1 Milliarden Patronen bei der Jagd verwendet (152). Da sich die Zahl der Jäger mittlerweile verringert hat, muss diese Zahl auf etwa 700 Millionen reduziert werden. Nun müsste man allerdings wissen, wieviel Schuss benötigt werden, um ein Tier zu erlegen.

In Nordostgeorgia erlegen die Jäger eine Schnepfe mit 22-34 Prozent der abgegebenen Schüsse (616); in Missouri erlegten die Jäger eine Ente mit jedem 5,4 Schuss (350). Die Vereinigung Orgambideska Col Libre hat errechnet, dass in den Pyrenäen 7 Schuss nötig sind, um eine Taube zu erlegen, und nur 2 Schuss für eine Singdrossel. Schließlich schätzt die Vereinigung Aktion Vogelschutz Nordzypern in einem Bericht aus dem Jahr 1989, dass auf Zypern 2-4 Schuss nötig sind, um eine Singdrossel zu erlegen. Nimmt man aus diesen Zahlen das Mittel, dann braucht man etwa 4 Schuss, um ein Tier zu erlegen. Daraus folgt, dass in Italien jedes Jahr 175 Millionen Tiere geschossen werden. Diese Zahl kommt den 200 Millionen recht nahe, von denen in anderen Schätzungen die Rede ist (34, 86,152). Das ist eine extrem hohe Zahl, wenn man bedenkt, dass die Zugvögel, die Italien überqueren, etwa eine Milliarde zählen.

Tabelle 35. **Zahl der erlegten Säugetiere in verschiedenen europäischen Ländern**

Land	BRD	DDR	Däne-mark	Finn-land	Nor-wegen	Schweden	Öster-reich	Tschecho-slowakei	Ungarn	Schweiz	Frank-reich
bibliogr. Verweis	(780)	(780)	(780)	(780)	(780)	(780)	(780)	(780)	(780)	(780)	(484,560)
Jahr	85	85	84/85	84/85	85	84	85/86	85	85	84	
Rothirsch	31.396	22.245	2.000		10.643		37.942	28.770	30.100	4.774	9.300
Sikahirsch	771		200								
Damhirsch	12.669	12.831	1.700				108	3.780	4.100		170
Reh	717.927	169.857	51.000			124.200	211.975	99.690	41.800	43.531	85.000
Elch				55.000	25.352	143.780					
Rentier					10.357						
Mufflon	1.974	2.559					1.573	5.890	1.700		675
Gemse *(Rupicapra rupicapra)*	3.739						25.686			15.393	4.015
Gemse *(Rupicapra pyrenaica)*											1.620
Wildschwein	70.119	126.821					6.154	47.900	35.900	627	70.400
Feldhase	808.183	16.656	187.00	600.000	117.000	68.300	246.631	288.300	223.300	14.266	1.565.000
Schneehase						196.380				2.857	
Wildkaninchen	603.540	11.772	7.600			56.750	14.675			524	6.432.000
Fuchs		90.883	45.000	28.000		43.100	29.916			11.423	370.000
Dachs			1.300			28.590	5.355			801	

Tabelle 36. **Zahl der abgeschossenen standortfesten Vögel in verschiedenen europäischen Ländern**

Land	Groß-britann.	BRD	DDR	Däne-mark	Finn-land	Nor-wegen	Schwe-den	Öster-reich	Tsche-chosl.	Ungarn	Frank-reich	Spanien
bibliogr. Verweis	(312)	(780)	(780)	(780)	(780)	(780)	(780)	(780)	(780)	(780)	(560)	(40)
Jahr		85/86	85	84/85	84/85	85	84	85/86	85	85	83/84	
Auerhahn					22.000	20.000	46.030	709				
Birkhuhn					92.000	45.000	57.320	2.326				
Haselhuhn					65.000	14.000	33.250					
Alpen-schneehuhn					100.000	750.000	39.460					
Schott. Moor-schneehuhn	259.000 bis 660.000											
Rothuhn	191.000 bis 260.000	27.164		53.000				10.135			1.166.000	6.000.000
Rebhuhn	236.000 bis 325.000										2.181.000	
Fasan	3.680.400 bis 4.395.900	413.563	13.407	655.000				300.736	597.700	714.500	6.100.000	
Rabenvögel											1.100.000	

Tabelle 37. Zahl der erlegten Zugvögel in den USA, Europa sowie einzelnen europäischen Ländern

Kontinent oder Land bibliogr.	USA	Europa	Europa	Großbritann.	Dänemark	Norwegen	Schweden	BRD	Frankreich	Italien
Verweis	(40)	(541)	(324)	(312, 715)	(780)	(780)	(780)	(780)	(560)	(684)
Jahr		75/76			84/85	85	84	85/86	83/84	
Stockente		4.500.000			564.000		74.840			
andere Enten		4.000.000		874.400			102.830			
Enten	11.889.200							552.112	2.067.000	
Gänse	1.606.000	200.000			10.000					
Blesshühner	667.000	1.500.000			57.000				269.000	
Schnepfen			3.700.000	128.400	19.000	10.000	26.760	9.799	1.321.000	1.000.000
				– 196.000						
Bekassinen		1.150.000		75.200	38.000				684.000	
andere Wat- und Möwenvögel									238.000	
Wachteln									640.000	
Ringeltauben				12.058.800	235.000		99.930	601.470	5.761.000	
Turteltauben									583.000	
4 Drosselarten									13.182.000	

Die Jagdsaison

Wenn die Jagd für den Hungertod der Nesthocker verantwortlich ist

In Kapitel 1 sahen wir, dass gemäß der Theorie vom jährlichen Geburtenüberschuss die Verluste aufgrund der Jagd durch eine Reduktion der Mortalität im darauffolgenden Winter ausgeglichen würden. Aber wir sahen auch, dass diese Theorie äußerst umstritten ist und zwischenzeitlich von der Mehrzahl aller Autoren kritisiert wurde. Und selbst wenn diese Theorie zuträfe und noch immer als richtig erachtet werden würde, dann würde sie die Einstellung der Jagd noch vor Beginn der kältesten Periode im Winter unumgänglich machen, d. h. Mitte Dezember (625) oder spätestens Ende Januar (427,430) in den Ländern der gemäßigten Klimazone der Nordhalbkugel. Das letztere Datum findet sich auch in der Empfehlung 11 des zweiten technischen Treffens zur Regelung der Jagd auf die Zugvögel der westlichen Paläarktis, die vom 11.-13. Dezember 1979 in Paris stattfand. An ihr nahmen 60 Experten teil, die 20 Länder und Organisationen vertraten. Zum selben Schluss kommt auch in Italien das INBS (Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina) das Institut für die Biologie der Wildtiere.

Bei Enten kommen weitere Gründe hinzu, die es nicht ratsam scheinen lassen, die Jagd im Februar und März fortzusetzen:

- die Störung durch die Jagd setzt die Tiere den Härten des Winters stärker aus
- und sie behindert die Bildung von Fettreserven, was sich negativ für die erfolgreiche Fortpflanzung im folgenden Frühling bemerkbar macht (26, 405, 484, 628);
- bei den Enten hat die Paarbildung bereits stattgefunden, und wenn

ein Partner getötet wird, bleibt der andere allein und kann sich folglich nicht fortpflanzen (430,484).

Diese Grundsätze aber werden weitestgehend nicht eingehalten. In den *Tabellen 38* und *39* wird (für Europa und Nordamerika) das Ende der Jagdzeiten auf verschiedene Gruppen von Wasservögeln aufgelistet. Wie man sieht, reicht in vielen Ländern die Jagd weit über den 31. Dezember oder selbst den 31. Januar hinaus.

Tabelle 38. **Ende der Jagdsaison 1980-81 für Wasservögel in verschiedenen europäischen Ländern**

	Gänse	Enten	Blesshuhn	Schnepfen	Bekassinen	Wat- und Möwenvögel
Island	**15.3.**	**31.3.**	**—**	**—**	**—**	**—**
Spitzbergen	**22.12.**	-	-	-	-	-
Norwegen	**22.12.**	**22.12.**	**28.2.**	**20.12.**	**28.2.**	**28.2.**
Schweden	**22.11.**	**31.12.**	**31.12.**	**30.11.**	**31.12.**	-
Finnland	**30.11.**	**31.5.**	**30.11.**	**15.10.**	**30.11.**	-
Aland-Inseln	**10.9.**	**24.5.**	**31.12.**	**31.5.**	-	-
Russland	**18.11.**	**18.11.**	**18.11.**	**18.11.**	**18.11.**	**18.11.**
Lettland	**15.11.**	**15.11.**	**15.11.**	**15.11.**	**15.11.**	**15.11.**
Litauen	-	**15.11.**	**15.11.**	**15.11.**	**15.11.**	**15.11.**
Weißrussland	**3.11.**	**3.11.**	**3.11.**	**3.11.**	**3.11.**	**3.11.**
Ukraine	-	**30.11.**	**30.11.**	**30.11.**	**30.11.**	**30.11.**
Moldawien	-	**30.11.**	**30.11.**	**30.11.**	**30.11.**	**30.11.**
Polen	**30.4.**	**30.4.**	**GJ**	**31.5.**	**30.4.**	**31.5.**
Tschechoslowakei	**31.12.**	**30.11.**	**30.11.**	**15.4.**	-	-
DDR	**31.1.**	**15.12.**	**30.4.**	**31.12.**	**31.12.**	-
Ungarn	**15.1.**	**15.1.**	**15.1.**	**20.4.**	-	-
Rumänien	**15.3.**	**15.3.**	**15.3.**	**30.4.**	**30.4.**	**30.4.**
Dänemark	**31.12.**	**28.2.**	**28.2.**	**31.12.**	**31.12.**	**31.12.**
BRD	**15.1.**	**15.1.**	**15.1.**	**15.1.***	-	-
Luxemburg	-	**31.1.**	-	**31.1.**	-	-
Holland	**31.1.**	**31.1.**	**31.1.**	**31.1.**	**31.1.**	**31.12.**
Belgien	**31.1.**	**31.1.**	**31.1.**	**31.1.**	**31.1.**	**31.1.**
Großbritann.	**20.2.**	**20.2.**	**20.2.**	**31.1.**	**31.1.**	**31.1.**
Irland	**31.1.**	**31.1.**	-	**31.1.**	**31.1.**	**31.1.**
Frankreich	**28.2.**	**28.2.**	**28.2.**	**28.2.**	**28.2.**	**28.2.**
Schweiz	**15.2.**	**15.2.**	**15.2.**	**31.12.**	**31.12.**	-
Österreich	**28.2.**	**15.2.**	**28.2.**	**30.4.**	**30.4.**	-
Portugal	-	**24.1.**	**24.1.**	**25.2.**	**25.2.**	**25.2.**

	Gänse	Enten	Blesshuhn	Schnepfen	Bekassinen	Wat- und Möwenvögel
Spanien	**5.3.**	**5.3.**	**5.3.**	**5.3.**	**5.3.**	**5.3.**
Italien		**10.3.**	**28.2.**	**28.2.**	28.2.	28.2.
Malta	**20.5.**	**20.5.**	**20.5.**	**20.5.**	**20.5.**	**20.5.**
Griechenland	**10.3.**	**31.3.**	**31.3.**	**31.3.**	**31.3.**	**31.3.**
Jugoslawien	28.2.	28.2.	28.2.	28.2.	28.2.	28.2.
Bulgarien	28.2.	28.2.	**28.2.**	28.2.	28.2.	28.2.

GJ = Ganzjährige Jagd

*** Schnepfen (ausgenommen die Waldschnepfe) unterliegen nicht mehr dem Jagdrecht.**

Tabelle 39. **Ende der Jagdsaison 1981-82 für Wasservögel in Kanada und den USA**

	Gänse	Enten	Amerik. Blesshuhn	Amerik. Bekassinen	Bekassinen	Wat- und Möwenvögel
KANADA:						
Nordwestterritorium	**8.12.**	**8.12.**	**8.12.**	-	**8.12.**	-
Yukon	**31.10.**	**31.10.**	**31.10.**	-	**31.10.**	-
British Columbia	**10.3.**	**22.1.**	**22.1.**	-	**22.1.**	-
Alberta	**26.12.**	**26.12.**	**26.12.**	-	**26.12.**	-
Saskatchewan	**10.12.**	**10.12.**	**10.12.**	-	**10.12.**	-
Manitoba	**20.11.**	**20.11.**	**20.11.**	-	**20.11.**	-
Ontario	**20.12.**	**20.12.**	**20.12.**	**20.12.**	**20.12.**	-
Quebec	**26.12.**	**15.2.**	**26.12.**	**26.12.**	**26.12.**	-
New Brunswick + Nuova Scotia + Prince-Edward-Islands	**15.1.**	**28.2.**	-	**15.12.**	**2.1.**	-
Neufundland + Labrador	**15.12.**	**6.3.**	-	-	**15.12.**	-
USA:						
Atlantische Vogelflugroute	**31.1.**	**22.1.**	**26.1.**	**5.2.**	**28.2.**	-
Mississippi-Vogelflugroute	**7.2.**	**31.1.**	**3.2.**	**28.2.**	**28.2.**	-
Zentrale Vögelflugroute	**15.2.**	**15.1.**	**18.1.**	**15.2.**	**15.2.**	-
Pazifische Vogelflugroute	**20.2.**	**15.1.**	**20.1.**	-	**20.1.**	-
Enten in den Küstengebieten	**25.1.**					

In Japan endet die Jagd auf Wasservögel am 31. Januar (auf der Insel Hokkaido) und am 15. Februar (auf der Insel Honshu). Die Daten beziehen sich auf die Jagdsaison 1980-81 (431).

Die internationale Vogelschutzkonvention, die am 18. Oktober 1950 in Paris verabschiedet wurde, und die Richtlinie des Europarates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten (79/409) haben die Notwendigkeit eines Verbotes der Jagd im Spätwinter bekräftigt. Allerdings bedienen sie sich unterschiedlicher Argumentationen. Sie stimmen darin überein, dass die einzelnen Staaten die Jagd auf die Zugvögel wenigstens für denjenigen Zeitraum verbieten sollten, in dem sie an ihre Brutorte zurückkehren. Aber auch diese Norm wird weitestgehend nicht beachtet. In *Tabelle 40* finden sich die Daten über den Beginn des Vogelzuges bei den wichtigsten Zugvogelarten in Europa. Sie basieren auf den Untersuchungen von S. Cramp und für Italien auf denen des INBS. Dazu kommen noch die Daten über das Ende der Jagd auf verschiedene europäische Arten. Aus der Gegenüberstellung wird ersichtlich, dass einige Arten sogar noch zur Jagd freigegeben sind, wenn der Vogelzug bereits begonnen hat.

Die Knäkente und das Tüpfelsumpfhuhn dürften eigentlich den ganzen Winter über nicht bejagt werden, denn sie überwintern nicht in Europa, und wenn sie hier auftauchen, sind sie bereits auf ihrem Zug. Die Amerikanische Schnepfe darf in einigen Staaten der USA noch im Februar bejagt werden, was ihre Reproduktionsmöglichkeiten reduziert. Tatsächlich wiesen 35 Prozent der erlegten Weibchen vergrößerte Eizellen in den Eierstöcken auf, d. h„ sie standen kurz vor der Eiablage (776).

Aber nicht nur die viel zu spät endenden Jagdzeiten beeinträchtigen die Möglichkeiten zum Erhalt oder zur Vermehrung der Arten, auch ein zu früher Beginn der Jagdzeiten hat ähnliche Konsequenzen. Denn die diesjährigen Nachkommen sind meist noch abhängig von den Elterntieren (bei den Vögeln beginnt die Jagd oft schon, bevor die Jungen flügge sind). Der Tod der Eltern hat dann zwangsläufig auch den Tod der Jungen zur Folge. Bei Enten und Gänsen gibt es aber noch ein weiteres Problem: Nachdem sie ihre Jungen aufgezogen haben, mausern sich die Alten; während dieser Zeit sind sie flugunfähig und

Tabelle 40. Beginn der Migration zu den Nistplätzen und Ende der Jagd auf die wichtigsten Zugvogelarten in verschiedenen europäischen Ländern

Art	Beginn der Migration nach Cramp für die Populationen auf dem Weg in die aufgelisteten Länder u Zonen		Beginn der Migration nach dem INBS für Italien	BRD 87/88	DDR 87/88	Dänemark 87/88	Niederlande 87/88	Belgien 87/88	Italien 88/89	Griechenland 88/89
Saatgans	15.3.	westl. Paläarktis		15.1.	31.1.	31.12.				10.3.
Kurzschnabelgans	1.4.	Island				31.12.	31.1.			
Zwerggans	15.3.	UdSSR		15.1.	31.1.	31.12.	31.1.			10.3.
Graugans	15.2.	Europa		15.1.	31.1.	31.12.	31.1.	31.1.		10.3.
Kanadagans	März	Schweden		15.1.	31.1.	31.12.				
Pfeifente	22.3.	N-Europa	Dezember	15.1.		31.12.	31.1.	31.1.	10.3.	10.3.
Schnatterente	1.3.	N-Europa, Mitteleur.	1. Januarhälfte				31.1.		28.2.	10.3.
Krickente	1.3.	NW-Europa	Februar	15.1.	31.1.	31.12.	31.1.	31.1.	28.2.	10.3.
Stockente	1.3.	NW-Europa	Ende Dez.	15.1.	31.1.	31.12.	31.1.	31.1.	Ende II	10.3.
Spießente	15.3.	N-Europa, Mitteleur.	Februar	15.1.		31.12.	31.1.		10.3.	10.3.
Knäkente	1.3.	W-Europa, Mitteleur.	Februar	15.1.		31.12.	31.1.		10.3.	10.3.
Löffelente	1.3.	N-Europa, Mitteleur.	Februar				31.1.		28.2.	10.3.
Tafelente	1.3.	NW-Europa	Januar	15.1.	31.1.	31.12.	31.1.		28.2.	10.3.
Reiherente	15.3.	N-Europa	1. Feb.-hälfte	15.1.	31.1.		31.1.		10.3.	10.3.
Bergente	15.3.	Fennoskandia und UdSSR (Norden)		15.1.			31.1.			10.3.
Wachtel	1.4.	N-Europa							31.12.	10.3.
Wasserralle	8.3.	Mitteleuropa							10.3.	
Teichhuhn	8.3.	N-Europa						31.1.	Ende II	10.3.
Blesshuhn	8.3.	NW-Europa	1. Januarhälfte	15.1.		29.2.	31.1.	31.1.	Ende II	10.3.

Fortsetzung siehe nächste Seite

Art	Beginn der Migration nach Cramp für die Populationen auf dem Weg in die aufgelisteten Länder u Zonen		nach dem INBS für Italien	BRD 87/88	DDR 87/88	Dänemark 87/88	Niederlande 87/88	Belgien 87/88	Italien 88/89	Griechenland 88/89
Goldregenpfeifer	15.3.	Skandinavien	Februar				31.12.		10.3.	10.3.
Kiebitz	8.2.	Großbritann. und Niederlande	Februar					31.1.	10.3.	10.3.
Kampfläufer	8.3.	NW-Europa	Februar						28.2.	
Bekassine	1.3.	NW-Europa	Februar			31.12.	31.1.	31.1.	10.3.	10.3.
Waldschnepfe	8.3.	Baltikum		15.1.	31.12.	31.12.	31.1.		Ende II	10.3.
Uferschnepfe	22.2.	NW-Europa	2. Januarhälfte						10.3.	
Großer Brachvogel	15.3.	Baltikum	März						28.2.	
Rotschenkel	1.3.	Nordseeländer	1. Märzhälfte						28.2.	
Ringeltaube	1.3.	NW-Europa		30.4.	31.3.	31.12.	GJ	GJ	10.3.	10.3.
Türkentaube	1.3.	NW-Europa		30.4.	31.3.	31.12.				
Turteltaube	1.3.	NW-Europa							31.12.	10.3.
Feldlerche	15.2.	Großbritannien, NW-Europa							10.3.	10.3.
Amsel	1.3.	Großbritannien, NW-Europa	März						31.12.	10.3.
Wacholderdrossel	1.3.	Skandinavien	Ende Januar						28.2.	10.3.
Rotdrossel		Skandinavien	Februar						10.3.	10.3.
Singdrossel	22.3.	Großbritannien, W-Europa	Januar						10.3.	10.3.
Misteldrossel		West-, Mitteleuropa								10.3.

GJ = Ganzjährige Jagd

demzufolge eine leichte Beute für die Jäger, die sie vielleicht auch für kranke Tiere halten (427). Die Jagd dürfte also eigentlich erst beginnen, wenn die Jungen flügge sind und die Eltern die Mauser hinter sich haben.

Tabelle 41 nennt für bestimmte in Europa jagdbare Vogelarten die Zeiten, wann die Abhängigkeit der Jungen und die Mauser der Elterntiere endet und wann in verschiedenen Ländern Europas die Jagd auf diese Arten beginnt. Auch hier ist festzustellen, dass sich die Jagdzeiten bei einigen Arten mit den Zeiten der Jungenaufzucht überschneiden.

In Frankreich beginnt die allgemeine Jagdsaison - je nach Departement - mit dem 1., 2., 3. oder 4. Sonntag im September. Die Jagd auf Wasservögel wird jedoch in vielen Departements schon früher eröff-

Tabelle 41. **Ende der Abhängigkeit der Jungtiere und der Mauser der Elterntiere und Beginn der Jagd auf diese Vogelarten in verschiedenen europäischen Ländern**

Art	Ende der Abhängigkeit	Ende der Mauser	BRD	DDR	Dänemark	Holland	Belgien	Italien	Griechenland
			87/88	87/88	87/88	87/88	87/88	88/89	88/89
bibliogr. Verweis	(163)*	(163)*							
Graugans	22.7.	7.9.	1.8.*"	15.7.	1.8.	1.9.			15.9.
Schnatterente	8.8.	31.10.				1.9.			15.9.
Krickente	22.7.	22.11.	1.10.***	15.8.	1.9.	18.8.		18.8.	15.9.
Stockente	31.10.	15.10.	1.9.	15.8.	1.9.	24.7.	10.7.	18.8.	15.9.
Spießente	8.8.	8.11.	1.10.		1.9.	1.9.		**	**
Knäkente	15.8.	8.10.	1.10.		1.9.			18.8.	15.9.
Löffelente	22.8.	22.10.				18.8.		18.8.	15.9.
Tafelente	31.7.	30.11.	1.10."		1.9.	1.9.		18.8.	15.9.
Reiherente	8.9.	30.11.	1.10.	15.8.		1.9.		18.8.	15.9.
Bergente	8.9.	8.12.	1.10.	15.8.		1.9.			15.9.
Wasserralle	31.8.			1.10.				18.8.	
Teichhuhn	8.8.						24.7.	18.8.	
Blesshuhn	15.9.		1.9.		1.9.	18.8.	24.7.	18.8.	15.9.
Ringeltaube	15.11.		1.7.		1.8.			18.8.	20.8.
Turteltaube	15.9.							18.8.	20.8.

*** für die Vogelarten, die in die Länder ziehen, die in *Tabelle 40* neben dem Datum für den Beginn der Migration angegeben sind**

**** nistet weder in Italien noch in Griechenland *** in manchen Bundesländern ganzjährig geschont**

Abschuss von säugenden Muttertieren

In §22 Absatz 4 Bundesjagdgesetz (BJG) heißt es: »In den Setz- und Brutzeiten dürfen bis zum Selbständigwerden der Jungtiere die für die Aufzucht notwendigen Elterntiere, auch die von Wild ohne Schonzeit, nicht bejagt werden. Die Länder können für Schwarzwild, Wildkaninchen, Fuchs, Ringel- und Türkentaube, Silber- und Lachmöwe sowie für nach Landesrecht dem Jagdrecht unterliegende Tierarten aus den in Absatz 2 Satz 2 und Absatz 3 genannten Gründen Ausnahmen bestimmen.« Diese Vorschrift besagt, dass die zur Jungenaufzucht notwendigen Elterntiere ohne Unterschied des Geschlechts solange nicht bejagt werden dürfen, als nicht einwandfrei feststeht, dass die Jungtiere selbständig sind. Eine Zuwiderhandlung stellt zum einen ein Schonzeitvergehen (Straftat) gemäß § 38 Absatz 1 BJG dar, gleichzeitig (in Tateinheit) eine Tierquälerei nach § 17 Abs. 1 Nr. 2 b TierSchG, wenn das Jungtier langsam und qualvoll verhungern muss. Nach § 17 Abs. 3 Nr. 4 BJG kann der Jagdschein entzogen werden.

Durch das Fehlen gesetzlich fixierter Setz-, Brut- und Aufzuchtszeiten herrscht leider eine Rechtsunsicherheit. Darüber hinaus ist es nicht verboten, z. B. die Jungtiere der Tierarten ohne Schonzeit ohne jede zeitliche Begrenzung zu töten - und danach die Elterntiere, da diese nun zur Aufzucht nicht mehr notwendig sind!

net; manchmal schon am 17. Juli. Einige Organisationen haben dagegen geklagt und damit eine Aufhebung einiger dieser vorgezogenen Jagdzeiten erreicht. Bei einer Untersuchung im Departement Nord hat man ermittelt, dass am 17. Juli 47 Prozent der Jungen bei der Stockente, 50 Prozent bei der Brandente, 100 Prozent bei der Reiherente, 61 Prozent beim Blesshuhn, 56 Prozent beim Teichhuhn und 20 Prozent bei der Knäkente noch nicht flügge waren (750). Eine andere Untersuchung, die sich auf ganz Frankreich erstreckte, hat ergeben, dass am 15. Juli die Jungen bei 99 Prozent der Reiherente, bei 93 Prozent der Tafelente, bei 92 Prozent der Schnatterente, bei 67 Prozent der Krickente, bei 58 Prozent der Stockente und bei 38 Prozent der Löffelente noch nicht flügge waren. Die entsprechenden Prozentzahlen verändern sich zum 31. August auf 27, 7, 10, 2, 8 und 0 Prozent (252).

Auch bei den Säugetieren können zu frühe Jagdzeiten zu schweren Schäden im Bestand führen. Beim Rothirsch führt eine Verschiebung des Jagdbeginns auf die männlichen Hirsche vom 15. November auf

den 13. Dezember zu einer deutlichen Erhöhung der befruchteten Hirschkühe. Und eine Verschiebung des Jagdbeginns auf weibliche Hirsche vom 15. November auf den 23. Januar erhöhte die Fruchtbarkeit der Hirschkühe (299).

12
Disziplinlosigkeit und Ignoranz

Wenn man einen Storch mit einer Möwe verwechselt

Theoretisch gibt es die Möglichkeit, Stichproben mittels der Jagd zu erheben, die weder quantitativ noch qualitativ die natürlichen Proportionen durcheinander bringen, was aber selbstverständlich nicht ernstlich in Betracht gezogen werden kann. Dazu müsste man diejenigen, die diese Erhebungen durchführen, nämlich die Jäger, dazu bringen, dass sie sich ganz genau an die Anweisungen halten, und d. h. eben auch, dass sie keine Exemplare geschützter Arten zur Strecke bringen und dass sie auch von den zur Jagd freigegebenen Arten nur die Zahl erlegen, die für diese Zeit und diese Gegend freigegeben ist. Und gerade das passiert eben meistens nicht.

14 Prozent aller in Dänemark tot aufgefundenen Schwäne hatten Schrote im Körpergewebe, ein untrügliches Zeichen, dass Jäger auf sie geschossen haben, obwohl die Jagd auf den Schwan in diesem Land verboten ist (18). In Slimbridge, England, wurden jüngere Schwäne, die man zur Beringung gefangen hatte, mit Röntgenstrahlen untersucht: 34 Prozent von ihnen hatten Schrote im Gewebe, obwohl Schwäne in allen Ländern, die sie bei ihrem Vögelzug vom nördlichen Russland bis nach Irland überqueren, absolut geschützt sind (487). Ebenso wiesen 24 Prozent der in Holland gefangenen Mäusebussarde bei einer Durchleuchtung Schrote im Gewebe auf (381).

In Frankreich bringen die Jäger in jedem Jahr im Schnitt 500 Raubvögel zur Strecke. 1978 wurden 21 Kraniche allein im Departement Charente-Maritime erlegt; in verschiedenen anderen Departements wurden 16 Schwäne geschossen. Die Jagd auf andere geschützte Arten wie Schwalben, Mauersegler, Hänfling, Berghänfling, Kormoran, Graureiher, Seidenreiher und Brandente ist häufige Praxis (618).

Bei den Vögeln ist die Situation in Italien sogar noch schlechter als in Frankreich, wenn man bedenkt, dass auf jeden der sechs Tierpräparatoren in Siena innerhalb von 3 Jahren durchschnittlich 170 Raubvögel zum Ausstopfen kamen, insbesondere Mäusebussarde, Sperber, Turmfalken, Steinkäuze und Schleiereulen, obwohl diese Arten ausnahmslos geschützt sind (457). Eine Untersuchung bei Präparatoren in neun Städten auf Sizilien hat für den Zeitraum von 7 Monaten eine Zahl von 337 ausgestopften Raubvögeln ergeben, die eigentlich alle geschützt waren (612).

Nicht nur die Jäger in Europa oder im Mittelmeerraum sind undiszipliniert. Bei einer Untersuchung zwischen 1963 und 1970 im San Luis Valley (Colorado) hielten sich etwa 16 Prozent der Jäger bei der Entenjagd nicht an die Regeln (341). Auf die gesamten USA bezogen schwankt der Anteil der Jäger, die sich nicht um die Vorschriften scheren, zwischen 15 und 33 Prozent (501).

Oft geschehen die Übertretungen gar nicht einmal willentlich, sondern einfach aus Unkenntnis und insbesondere aufgrund der Unfähigkeit der Jäger, die Tierarten auseinander zu halten. Am 18. September 1985 erlegte ein Jäger bei Albenga (Provinz Savona) einen Storch, der in Italien extrem selten ist. Er entschuldigte sich anschließend damit, er habe den Storch mit einer Möwe verwechselt. Am 10. September 1989 brachte ein Jäger bei Valsugana (Provinz Trient) einen Luchs zu Strecke. Der Luchs ist in Italien seit 1918 ausgerottet, aber einige wenige Exemplare sind aus der Schweiz herüber gekommen, wo er seit einigen Jahren wieder ausgewildert wird. Der Jäger brachte zu seiner Entschuldigung vor, er habe den Luchs mit einer Wildkatze verwechselt, eine Spezies, die noch nicht einmal halb so groß ist wie der Luchs. Nebenbei sei angemerkt, dass sowohl die Möwe wie auch die Wildkatze in Italien unter Schutz stehen. 1977 schoss ein Jäger in Frankreich einen Steinadler, weil er ihn angeblich mit einer Gabelweihe verwechselt hatte (aber selbst diese steht in Frankreich unter Schutz). 1978 wurde ein Schlangenadler abgeschossen, weil der Jäger meinte, es handle sich um eine Taube. 1979 traf es einen Wanderfalken, der ebenfalls mit einer Taube verwechselt worden war - angeblich. Und ein Gänsesäger wurde mit dem Weidmannsruf »Was für eine komische

Ente!« (»dröle de canard«) zur Strecke gebracht. Sehr häufig erlegen französische Jäger Schwäne verschiedener Arten, weil sie sie mit Wildgänsen verwechseln (618).

In den USA hat eine auf zwei Jahre angelegte Studie ergeben, dass selbst Jäger mit jahrelanger praktischer Erfahrung nur 74 Prozent der Enten im Flug erkannten, während Neulinge gerade einmal die Hälfte der fliegenden Enten zutreffend bestimmen konnten, obwohl auch sie über theoretische Kenntnisse verfügten (223). Wie kann man bei solchen Voraussetzungen die Jagd zulassen und gleichzeitig den Schutz für diejenigen Arten sicherstellen, bei denen es keinen Überschuss gibt, der zur Jagd freigegeben werden könnte?

So wurde von der Gruppe zur rationaleren Gestaltung der Jagd im Rahmen des Internationalen Büros zur Erforschung der Wasservögel (IWRB) an die Ornithologen in ganz Europa ein Fragebogen verteilt, der dann von den Jägern ausgefüllt werden sollte, um auf diese Weise einen Überblick über die Zahl der erlegten Exemplare zu erhalten. Abgesehen von der Stockente wurden darin alle übrigen Entenarten einfach unter der Rubrik »andere Entenarten« zusammengefasst; und das geschah, wie E. Nowak erläuterte, »weil wir wissen, dass die Jäger nicht immer in der Lage sind, die Entenarten auseinander zu halten« (540). Weil die Jäger eben keine Ahnung haben, so kennen wir zwar genauere und nach Arten differenzierte Zahlen für die Enten in den Winterquartieren, aber für die zur Strecke gebrachten Entenarten haben wir nur Gesamtzahlen. Wenn die Schätzungen aber nur auf einer alle Arten zusammenfassenden Gesamtkalkulation beruhen, kann man die Jagd auf bestimmte Arten nicht freigeben, denn jede Art hat eine andere Fortpflanzungsrate und andere Überlebensbedingungen.

Teil III

Jagdliche Eingriffe in die Populationsgrößen

12
Ausrottung und Ausdünnung
Jagen heißt dezimieren

Zahlreich sind die durch die Jagd ausgerotteten Arten und Unterarten sowohl bei Vögeln als auch bei Säugetieren. Hier ist nicht der Ort, sich lang und breit über die einzelnen Beispiele auszulassen, denn man würde sich dem nur allzu wohlfeilen Argument aussetzen, früher habe die Jagd, im Unterschied zu heute, keinerlei Beschränkungen unterlegen. Doch auch in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts gibt es noch Fälle, in denen in einem bestimmten Gebiet Arten durch die Jagd ausgerottet wurden: z. B. der Habicht in England im Jahr 1951 (580) und der Fischadler als Brutvogel in Italien im Jahr 1963 (612).

Es gibt viele Tierpopulationen, die aufgrund der Jagd immer weiter dezimiert werden. Solche Fälle sind in *Tabelle 42* zusammengefasst und in *Tabelle 43* diejenigen Spezies, bei denen keine Anzeichen einer Populationsabnahme festzustellen sind, obwohl auch sie in beachtlichem Umfang bejagt werden.

In West-Virginia nimmt die Zahl der wild lebenden Truthähne beständig ab, obwohl die Jagd dafür nicht verantwortlich gemacht werden kann, denn der Rückgang setzte sich auch dann noch fort, als die Jagd allein auf die männlichen Exemplare beschränkt wurde (768). In Wisconsin lassen sich beim Auerwild Schwankungen in der Population mit Spitzenwerten in einem 4- bis 10-jährigen Rhythmus feststellen, und das völlig unabhängig davon, ob gejagt wird oder nicht (184).

Aus den Zahlen könnte man schlussfolgern, dass einige Arten und Populationen die Ausfälle durch die Jagd über die Zeit hinweg schadlos überstehen, während andere aufgrund der Jagd ständig zahlenmäßig abnehmen.

Die Tatsache, dass einige Populationen nicht schrumpfen, obwohl sie bejagt werden, bedeutet aber nicht zwangsläufig, dass die Jagd kei-

nen Schaden anrichtet. Schon in Kapitel 2 haben wir festgestellt, dass gemäß der Theorie von der Sigmakurve eine Population trotz Bejagung zahlenmäßig stabil bleiben kann, dass ihre Anzahl aber niedriger liegt als die, wenn dieselbe Art geschont werden würde. Um uns das klarzumachen, müssen wir nicht den Fall eines eventuellen Rückgangs der Population betrachten (wie er immer möglich ist und dann ein ernstes Anzeichen für die Gefahr der Ausrottung wäre), sondern

Tabelle 42. **Tierarten, bei denen der Rückgang der Bestände durch die Jagd verursacht wird**

Jahr	Ort	Art	Abschussquote in Prozent	bibliogr. Verweis
1971	Neufundland	Caribu		(57)
1972	Alaska	Baribal		(491)
1972	Massachusetts	Samtente u. Brillenente		(703)
1972	Neuseeland	Paradieskasarka		(781)
1973	Alberta	Elch		(466)
1974	Ontario	Elch		(171)
1974	Ohio	Fuchseichhörnchen		(535)
1974	Großbritann.	Bussard		(730)
1975	Ohio	Grauhörnchen	45	(536)
1978	Kanada/USA	Schnatterente und Amer. Pfeifente		(94)
1980	Europa	Wendehals		(12)
1981	Ontario	Pelztiere		(508)
1981	Nordamerika	Maultierhirsch (Jagd und andere Gründe)		(147)
1981	Finnland	Auerhahn		(444)
1981	Italien	Schneehase		(682)
1981	Pribilof Ins.	Bärenrobbe		(130)
1981	Nordw. Atlantik	Sattelrobbe		(441)
1981	Antarktis	Weddellrobbe		(183)
1982	Quebec	Elch		(167)
1983	Alaska	Wolf	38-61	(267)
1983	Alaska	Caribu	19	(267)
1983	Alaska	Elch	4-19	(267)
1983	Skandinavien	Wolf		(75)
1985	Alaska	Caribu		(743)
1986	Alaska	Kanadaluchs		(31)
1987	Alaska	Wolf	>40	(36)
1987	Antarktis	Weddellrobbe		(719)

Tabelle 43. **Arten, deren Bestände trotz Jagd nicht abnehmen**

Jahr	Ort	Art	Abschussquote in Prozent	bibliogr. Verweis
1938	Michigan	Baumwollschwanz-kaninchen	50	(5)
1943	Michigan	Fuchseichhörnchen	40	(6)
1944	Kalifornien	Schopfwachtel	19-26	(285)
1947	Michigan	Fasan	49-76	(7)
1971	Polen	Rebhuhn	22	(561)
1972	Neufundland	Moorschncehuhn	5-40	(58)
1973	Michigan	Truthahn	38-43	(648)
1974	Northcarolina	Kragenhuhn		(509)
1977	Michigan	Wei ßwedelhirsch	25	(701)
1977	Nordamerika	Kanadaschnepfe		(572)
1979	Virginia	Truthahn	20	(768)
1980	Finnland	Biber		(425)
1981	Nordamerika	Maultierhirsch		(147)
1983	Alaska	Dallschaf		(267)
1984	Michigan	Maultier- und Weißwedelhirsch	25	(633)
1987	Frankreich	Feldhase	40-46	(586)

wir müssen herauszufinden versuchen, ob die Anzahl der Exemplare bei Bejagung niedriger ist als die Anzahl bei Schonung. Das können wir tun, indem wir dieselben Populationen über bestimmte Zeiträume - mal mit, mal ohne Bejagung - beobachten oder indem wir zwei vergleichbare Arten betrachten, von denen die eine bejagt wird und die andere nicht.

Die erste Methode hat man in Frankreich an einem Stausee durchgeführt, wo im Jahr 1982 alle Stelzvögel gezählt wurden (als die Jagd Tag und Nacht erlaubt war). Die Zählung wurde im Jahr 1983 wiederholt, als die Jagd eingeschränkt worden war. Im Jahr 1982 wurden im September und August im Schnitt 51 Sandregenpfeifer, 29 Seeregenpfeifer und 88 Stelzvögel gezählt. 1983 waren es in den selben Monaten 206 Sandregenpfeifer, 48 Seeregenpfeifer und 522 Stelzvögel (479). Diese Resultate sind auch eine Folge der Störung durch die Jagd, wovon in Kapitel 16 noch die Rede sein wird.

Die zweite Methode wurde bei einigen Studien angewendet, deren Ergebnisse *Tabelle 44* wiedergibt.

Tabelle 44. **Vergleich zwischen zwei oder mehr Populationen, je nachdem, ob sie stark bejagt werden oder nicht**

Jahr	Staat	Art	Relation zwischen nicht oder schwach bejagter und bejagter Art in der Populationsdichte	Anmerkung	bibliogr. Verweis
1969	Virginia	Grauhörnchen	127:100		(513)
1973	Neumexico	Schuppen-wachtel	133:100		(118)
1977	Neuseeland	verwilderte Ziege		geringere Dichte, wo gejagt wird	(644)
1981	Quebec	Elch		Dichte umgekehrt proportional zur Intensität der Jagd	(169)
1981	Frankreich	Birkhuhn	von 121:100 bis 184:100 (männl.)		(206)
1982	Neuseeland	Fuchskusa	161:100		(103)
1985	Quebec	Elch	von 200:100 bis 467:100		(168)
1987	Frankreich	Feldhase	von 1.000:100 bis 1.167:100		(484)

A. Tamisier vom Zentrum für die Ökologie der Camargue hat zu diesem Behufe sogar einen Vergleich zwischen zwei Kontinenten durchgeführt: Jeder, der mit der Ornithologie vertraut ist, weiß, dass in Amerika die Populationen von Enten bezogen auf vorhandene Feuchtgebiete doppelt so hoch sind wie in Europa. Das könnte ein Resultat der Tatsache sein, dass die Jagd in Europa sehr viel intensiver betrieben wird als in Nordamerika (711).

Aus den Daten ergibt sich unzweideutig, dass die Populationen der bejagten Spezies nicht so dicht sind wie die der geschonten. Die Jagd verursacht also offensichtlich eine Reduktion der Populationen. Wenn diese einmal stattgefunden hat, dann kann es durchaus sein, dass die Zahlen auf dem reduzierten Niveau über einen längeren Zeitraum mehr oder weniger stabil bleiben, da sie sich gemäß der Theorie von der Sigmakurve vermehren. Allerdings kann es auch zu einem weiter-

gehenden Rückgang kommen, bis hin zum Risiko der Ausrottung. Es ist empirisch belegt und evident, dass die Jagd immer zu Schäden führt und die Populationen reduziert im Verhältnis zu den Bestandszahlen, die ohne Bejagung erreicht werden würden.

Aussetzung bzw. Einstellung der Jagd

Die beste Art zu jagen

Eine weitere empirische Methode, um die Auswirkungen der Jagd abschätzen zu können, besteht darin, die Entwicklung der Populationen zu untersuchen, nachdem die Jagd zeitweilig ausgesetzt oder vollständig eingestellt wurde.

Die Brautente war in den USA zu Beginn des 20. Jahrhunderts so selten geworden, dass man ihre Ausrottung befürchtete. Daher wurde diese Art von 1916-1940 unter Schutz gestellt. Danach wurde die Jagd nur noch unter strengen Auflagen erlaubt. Diese Maßnahmen waren die Ursache für einen enormen Zuwachs der Brautenten - heute eine der verbreitetsten Entenarten im Osten der USA (54).

In einem Teil des Staates New York führte das Verbot des Aufstellens von Biberfallen schon nach 3 Jahren zu einer Vermehrung der Zahl aktiver Kolonien Kanadischer Biber von 11 auf 56 (581), und in einem weiteren Landesteil stieg die Zahl der Kolonien nach einem 4-jährigen Fallenverbot von 45 auf 184 (582). Und in Idaho, wo die Jagd unter den Schneeziegen einen Rückgang der Nachkommenschaft verursacht hatte (der im übrigen im Widerspruch zur Theorie von der Sigmakurve steht), wurde daraufhin die Jagd für 5 Jahre ausgesetzt; das führte zwar zu einer Vermehrung der Nachkommenschaft, nicht aber zur erwarteten Erhöhung der Gesamtzahl (420).

Das schönste Experiment jedoch fand im Kanton Genf statt, wo im Gefolge eines Referendums jegliche Jagd auf Säugetiere und Vögel verboten wurde. P. Geroudet konnte in den nachfolgenden Jahren beobachten, wie sich die Zahl der an den Ufern des Genfer Sees und der Rhone überwinternden Wasservögel spektakulär erhöhte. Zweifellos war das die Folge der ausbleibenden Störungen durch die Jagd. Die *Tabellen 45* und *46* zeigen die zahlenmäßige Entwicklung der über-

winternden Vogelarten an Rhone und Genfer See im Bereich des Kantons Genf von 1975-1984.

Die Zunahme des Haubentauchers und des Gänsesägers könnte zum Teil zwar auch durch die Zunahme des Fischbestandes erklärt werden, und die der Tafel- und Reiherente durch das Auftauchen einer bestimmten Alge, der *Dreissena polymorpha.* Aber das Vorkommen von Krick- und Schnatterente sowie die enorme Zunahme von Tafel- und Reiherente an der Rhone (wo besagte Alge nicht vorkommt) kann man nicht anders als mit der Einstellung der Jagd erklären (276). Vor dem Referendum hatten die Vertreter der Jagd behauptet, der Feldhase wäre

Tabelle 45. **Entwicklung der Bestandszahlen von überwinternden Vogelarten am Zusammenfluss der Arve in den Stausee von Verbois zwischen 1975 und 1984**

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Stockente	12	74	270	262	360	333	288	742	700	735
Krickente				1	13	10	15		17	55
Schnatterente		32	6	6	38	16	7	3	8	
Tafelente	400	5662	3819	7397	5487	3730	5278	2046	2112	2239
Reiherente	270	1550	1312	3688	3223	3016	3354	4746	4536	7139
Gänsesäger	6	25	56	41	65	56	88	61	35	188
Blesshuhn	40	192	288	200	261	137	258	284	111	353
ges. (7 Arten)	728	7535	5751	11595	9447	7298	9288	7882	7519	10709

Tabelle 46. **Entwicklung der Bestandszahlen von überwinternden Vogelarten am Genfer See zwischen 1975 und 1984 (484)**

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Stockente	710	676	855	577	1097	1163	1624	1866	1331	1527
Krickente	33	21	60	24	31	30	225	285	34	45
Schnatterente	4	21	51	54	62	63	90	172	132	102
Tafelente	951	2530	2451	2942	8475	5649	11566	11330	9340	7034
Reiherente	3424	4574	5589	4518	8200	8449	10064	8950	15266	10245
Schellente	362	372	569	349	668	593	865	1267	853	506
Gänsesäger	138	173	206	149	301	342	406	522	542	266
Blesshuhn	5670	5253	4368	4420	5413	4668	5603	9900	5864	8083
ges. (8 Arten)	11292	13620	14149	13015	24247	20957	30443	34262	33362	27808

im Kanton Genf von der Ausrottung bedroht, wenn die Jagd abgeschafft werden würde. Ganz im Gegenteil: Der Kanton Genf hat eine gesunde, vermehrungsfähige Feldhasenpopulation, die anders als in den angrenzenden Gebieten auch keiner Auswilderungen bedarf, um den Bestand zu erhalten (484).

Die Jagd im Vergleich zu anderen negativen Faktoren

Das große und die kleinen Übel

In den vorangehenden Kapiteln haben wir gesehen, dass die Jagd die natürlichen Populationsgrößen negativ beeinflusst. Nun könnte man einwenden, das sei zu vernachlässigen gegenüber den anderen durch den Menschen verursachten Einflüssen, die sich ebenfalls negativ auf den Tierbestand auswirken. In diesem Kapitel werden wir diese Einflüsse etwas näher betrachten.

Umweltverschmutzung

In den letzten Jahren sind zahlreiche Studien erschienen, die die Auswirkungen verschiedener Substanzen (vor allem von Pestiziden und Schwermetallen) auf wild lebende Tiere beschreiben. Einige Studien geben die genaue Quantität von Spurenelementen dieser Substanzen an, die man bei toten und lebenden Wildtieren gefunden hat, und wenige Untersuchungen bewerten auch, wie groß der Prozentsatz des natürlichen Bestandes ist, der an den Folgen dieser Vergiftungen eingeht. In diesem Zusammenhang schreibt eine Gruppe von Wissenschaftlern über die Auswirkungen phosphorhaltiger Pestizide auf die Wildfauna abschließend: »Bis zu welchem Punkt diese negativen Einwirkungen die Größe der Bestände beeinflussen können, ist nicht hinreichend sicher auszumachen« (298). Dennoch sind die angezeigten Todesfälle sowie der starke Rückgang beim Fortpflanzungserfolg der tag- und nachtaktiven Raubvögel derart signifikant, dass man für all die Tiere, die in der Nahrungskette hohen Dosen dieser Gifte ausgesetzt sind, mit großer Wahrscheinlichkeit annehmen kann, dass die

Umweltvergiftung die erste Ursache für den Rückgang der Bestände ist.

Auch die Meeresvögel sind Umweltverschmutzungen ausgesetzt, insbesondere aufgrund von Erdöl, das bei Kollisionen oder Havarien von Tankern die Weltmeere verpestet. Zwischen 1968 und 1976 kamen in Dänemark über 20000 Vögel, vor allem Trauer- und Eiderenten (368,370), infolge von Tankerunfällen im Kattegatt und im Wattenmeer um. Drei schwere Unfälle, im März 1978 im Ärmelkanal, im Winter 1978/79 im Kattegatt und im Dezember 1980 im Skagerrak, kosteten über 100000 Seevögeln das Leben (24,152, 153). Aber allein in Dänemark erlegen die Jäger 817000 Enten jährlich (542), 250000 davon sind Trauer- und Eiderenten (369). So sehen die Größenordnungen aus, wenn man die durch die Jagd und die durch die Umweltverschmutzung verursachten Ausfälle gegenüberstellt.

Im November 1974 erregte der Tod von 2000 Blessgänsen in Ungarn großes Aufsehen, sie hatten mit Quecksilber verseuchten Mais gefressen (307). In Ungarn werden aber jährlich 5260 Gänse zur Strecke gebracht (542). An der Universität Göttingen hat man eine Reihe tot aufgefundener oder von Jägern erlegter Tiere untersucht: Von 251 Feldhasen, die 1964/65 geschossen wurden, wies keiner irgendwelche giftigen Rückstände auf; in 161 tot aufgefundenen Hasen konnten nur in ganz wenigen Fällen Umweltgifte als Todesursache nachgewiesen werden. Die meisten waren an Krankheiten oder Parasiten eingegangen. Und auch bei den im gleichen Zeitraum untersuchten 390 Rehen, die Jäger erlegt hatten, wies kein einziges Vergiftungssymptome auf (99). Weitere Untersuchungen in den alten Bundesländern führten zu dem Ergebnis, dass der Prozentsatz der vergifteten Wildtiere bezogen auf alle tot aufgefundenen Exemplare verschiedener Arten bei höchstens 2,6 Prozent liegt (208), andere kommen sogar nur auf einen Prozentsatz von unter 1 Prozent (735).

Der Feldhasenbestand hatte sich in Mitteleuropa in den Jahren 1978 und 1979 dramatisch verringert. Dieser Rückgang wurde ganz willkürlich auf Schädigungen durch Umweltgifte und Kunstdünger zurückgeführt, während er in Wirklichkeit eine Folge des Ausbleibens von Trockenperioden in jenen Jahren war (686). Einer Schätzung in den

»Volkszählung« für Feldhasen

Im Kanton Aargau werden erstmals flächendeckend alle Feldhasenbestände erfasst. Ab Ende Februar bis Ende März werden nachts Zählequipen unterwegs sein, um im Scheinwerferlicht die Hasen zu zählen.
Wie die Sektion Jagd und Fischerei des kantonalen Finanzdepartementes gestern mitteilte, werden die Hasenbestände erstmals flächendeckend nach den Richtlinien des Feldhasenprojektes der Schweizerischen Vogelwarte erfasst. (…) Der Feldhase sei in weiten Teilen der Schweiz selten geworden, heißt es in der Pressemitteilung. Durch die großflächige maschinelle Nutzung der Wiesen und Felder, aber auch durch den wachsenden Verkehr seien die Bestände dezimiert worden. Aus diesem Grund werden laut der Sektion Jagd und Fischerei in drei Vierteln der 219 aargauischen Jagdreviere keine Hasen geschossen. Diese Politik zahle sich aus. Seit zwei Jahren würden in verschiedenen Jagdrevieren wieder mehr Hasen gesichtet. (…) Der Verein zum Schutze der bedrohten Wildtiere hat im Oktober des vergangenen Jahres eine von über 4000 Stimmberechtigten unterzeichnete Volksinitiative eingereicht, die ein gänzliches Jagdverbot für Feldhasen verlangt.
(ZT online, 16.02.2001)

USA zufolge verursachen Schädigungen durch Pflanzenschutzmittel 1,02 Prozent der Gesamtzahl der Todesfälle bei Vögeln, die durch den Menschen verursacht sind. Der Öltransport ist für 0,77 Prozent der Todesfälle verantwortlich, Bleivergiftungen (eine folgenreiche Begleiterscheinung der Jagd) für 1,02 Prozent und die Jagd selbst für 61,50 Prozent (37)!

So ergibt sich aus den wenigen vorliegenden Daten, dass die durch Umweltbelastungen in der Fauna bedingten Todesfälle, vergleicht man sie mit denen durch die Jagd, weniger ins Gewicht fallen.

Verkehr

Die meisten verkehrsbedingten Opfer unter den Wildtieren sind im Straßenverkehr zu verzeichnen. Bei einigen Untersuchungen wurden die toten Tiere entlang den Straßen gezählt und man hat dabei folgende Werte für Vögel und Säugetiere pro Straßenkilometer ermittelt:

Vögel: 0,01 in New Jersey (726), 0,02 in den alten Bundesländern (79), 0,03 in Italien (617); Säugetiere: 0,03 in New Jersey (726), 0,02 in den alten Bundesländern (79) und 0,07 in Italien (617).

Es ist schwer, aus diesen generalisierten Daten Schlussfolgerungen zu ziehen; zum einen, weil die Zahl der getöteten Tiere je nach Art der Straße stark variiert, denn sie steigt bei den Straßen an, auf denen schnell gefahren werden darf. Zum anderen müsste man nicht nur die Gesamtlänge des Straßennetzes kennen, sondern man müsste auch wissen, wie lang die Kadaver auf den Straßen liegen bleiben, um eine tatsächliche Gesamtzahl der Opfer zu haben. Auf einer Autobahn in Nordcarolina waren 90 Prozent der getöteten Spatzen nach 90 Minuten verschwunden, nach 2 Stunden waren alle weg. Auf einer Landstraße blieben die Kadaver länger liegen, aber auch dort wurden sie in der darauffolgenden Nacht von aasfressenden Tieren vollständig beseitigt (694).

Hilfreicher sind die Arbeiten, die die Zahl der verkehrsbedingten Tieropfer pro Kilometer und Jahr angeben. Entsprechende Werte sind in den *Tabellen 47* und *48* für Säugetiere und Vögel genannt.

Gehen wir von den Zahlen in *Tabelle 48* (Vögel) für Europa aus, dann ergibt sich ein Mittelwert von 62 Exemplare pro Kilometer und Jahr. Rechnet man das auf die damalige Länge des italienischen Straßennetzes hoch (etwa 300000 km), dann ergibt sich, dass dem italienischen Straßenverkehr etwa 18 Millionen Vögel jährlich zum Opfer fallen. Das ist zwar keine unbedeutende Zahl, sie liegt aber bei weitem unter der durch die Jagd Jahr für Jahr getöteten Vögel (wie wir in Kapitel 10 sahen: ca. 175 Millionen, etwa das Zehnfache).
In Malone im Staat New York gehen 13,9 Prozent der Todesfälle bei Hirschen auf den Straßenverkehr zurück, 56,5 Prozent auf die Jagd und 18,5 Prozent auf die Wilderei (653). In Finnland werden im jährlichen Mittel 2010 Rentiere im Straßenverkehr getötet (402), mit Sicherheit ein Vielfaches durch die Jagd.

In Nordrhein-Westfalen entfallen von der Gesamtzahl der durch Einfluss des Menschen getöteten Wildtierarten auf den Straßenverkehr folgende Anteile (in Prozent): Rothirsch 2,5; Damhirsch 11,8; Sikahirsch 5,4; Mufflon 1,5; Wildschwein 3,6; Reh 15,5; Hase 10,5; Wildkaninchen 2,8; Fuchs 1,1; Dachs 10,0 und Fasan 1,0. Bei keiner einzigen Wildtierart ist der Verkehr die ausschlaggebende Todesursache, sondern immer die Jagd (732,733).

Tabelle 47. **Zahl der durch den Straßenverkehr getöteten wild lebenden Säugetiere (pro km und Jahr)**

Art	Staat/Land	Zahl der getöteten Exemplare pro km und Jahr	bibliogr. Verweis
Elch	Quebec	0,16	(294)
Weißwedelhirsch	Pennsylvania	20	(51)
Feldhase	Dänemark	3	(311)
Igel	Dänemark	5	(311)
Feldhase	BRD	0,28-0,6	(627)
Sumpfwal laby	Australien	0,07	(159)
Graues Riesenkänguruh	Australien	0,37	(159)

Tabelle 48. **Zahl der durch den Straßenverkehr getöteten Vögel (pro km und Jahr)**

Staat	Zahl der getöteten Exemplare pro km und Jahr	bibliogr. Verweis
New York	2,1	(37)
Maryland	3,4	(37)
Washington	1,7	(37)
Minnesota	3,8	(37)
Texas	60	(37)
Großbritannien	9,4	(332)
England	38	(37)
England	90	(37)
Dänemark	III	(311)
Australien	54	(37)

In der Provinz Trient macht der Straßenverkehr im Verhältnis zur Jagd 21,3 Prozent der Todesfälle unter den Wildtierarten aus (587). In den USA ist der Straßenverkehr für 29,18 Prozent der durch den Einfluss des Menschen getöteten Vögel verantwortlich. Der entsprechende Anteil der durch die Jagd getöteten Vögel liegt bei 61,50 Prozent (37).

Viele Vögel sterben auch, wenn sie gegen Türme, Hochspannungsmasten und Signaleinrichtungen prallen; das trifft besonders für einige

kleinere Vogelarten zu. Aber alles in allem sind diese Opfer gegenüber denen, die der Straßenverkehr fordert, ziemlich unbedeutend (34).

Aus den hier zusammengestellten Daten ergibt sich, dass der Straßenverkehr zwar einen nennenswerten Anteil bei den nicht-natürlichen Todesursachen von Wildtieren hat. Was aber die Opfer der Wildtiere betrifft, die bejagt werden dürfen, liegt der Anteil des Straßenverkehrs deutlich unter dem der Jagd.

Mechanisierung der Landwirtschaft

Auch die Mechanisierung der Landwirtschaft ist mit für den unnatürlichen Tod von Wildtieren verantwortlich. Für Nordrhein-Westfalen wurden für die durch die Mechanisierung der Landwirtschaft getöteten Wildtiere im Vergleich zur Jagdstrecke folgende Anteile (in Prozent) festgestellt: Reh 14,5; Feldhase 13,4; Wildkaninchen 1,1; Fasan 22,9 und Rebhuhn 21,9 (393). Bei allen Wildtierarten verursacht also die Landwirtschaft weit weniger Verluste als die Jagd.

Verschlechterung oder Zerstörung der Lebensbedingungen

Die Verschlechterung oder Zerstörung des natürlichen Lebensraums ist vielleicht derjenige von den vom Menschen ausgehenden Einflüssen, der stärker ins Gewicht fällt als die Jagd, jedenfalls wenn es um den zahlenmäßigen Rückgang der natürlichen Bestände geht. Wenn die Lebensbedingungen für eine bestimmte Tierart vernichtet sind, kann sie nicht überleben. Und es ist ganz klar, dass diejenigen Arten davon am meisten betroffen sind, die am sensibelsten auf veränderte Umweltbedingungen reagieren.

Auf einer Farm in Illinois führte die Verschlechterung der Lebensbedingungen der Virginiawachtel durch die Reduktion der Weiden und die Ausdehnung der Ackerflächen zu einem Rückgang dieser nicht bejagten Spezies um 85 Prozent in 6 Jahren (640).

Wärmedetektoren sollen verhindern, dass Wildtiere in die Mähmaschinen geraten

Wenn Traktoren Kreiselmäher über die Wiesen ziehen, verwandeln sie diese nicht selten in Schlachtfelder. Rehkitze und Junghasen, Fasane, Rebhühner und andere Bodenbrüter wie Lerchen, Wachteln, Kiebitze und Brachvögel werden von den rasch rotierenden Messern erfasst und getötet oder verstümmelt. Allein in den alten Bundesländern geraten einer Auflistung der nordrhein-westfälischen Forschungsstelle für Jagdkunde zufolge jedes Jahr rund 420 000 Wildtiere in die Mähwerke. Mechanische oder elektrische Hilfsmittel, akustische oder optische Scheuchen, abschreckende Duftstoffe oder zum Stöbern eingesetzte Hunde, selbst Ketten oder Rechen vor den Messerwerken haben den Tod bei der Mahd nicht wesentlich minimiert.
Das soll sich dank einer Erfindung von Mitarbeitern des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR) ändern. Sie nutzt wärmeempfindliche Infrarot-Detektoren, die sonst vor allem bei Fernerkundungen durch Satelliten oder Flugzeuge und zum Aufzeichnen von Wärmebildern der Erde eingesetzt werden. (…)

Der Wärme-Spürhund wird als Aufsatz mit fünf oder sechs Infrarotsensoren an das Mähwerk gekoppelt, schwebt auf einem rund drei Meter langen Ausleger gut ein Meter hoch waagerecht über dem Boden und sucht während des Mähens bereits die nächste Mähspur ab. »Entdecken« die Sensoren ein Tier, lösen sie ein akustisches und ein optisches Warnsignal aus. Kitz, Hase oder Igel werden dann vom Bauern ganz einfach »versetzt«.
(GEO MAGAZIN Nr. 10/Oktober 1998)

Teil IV

Weitere Folgen

Störungen durch die Jagd

Mensch und Tier mögen die jagdfreie Natur

Es ist früher Morgen, der 20. Januar 1985, ein Sonntag. Am Logarou-See über der Bucht von Koronisia nahe dem Golf von Amvrakikos, Griechenland, lagern vielleicht 45 000 Vögel, darunter etwa 21000 Pfeifenten, 10000 Krickenten, 3000 Spießenten, 2000 Löffelenten, 7000 Tafelenten und 2500 Blesshühner. Abgesehen von den Krick- und Tafelenten sind alle Vögel bei der Nahrungsaufnahme.

Plötzlich ein Schuss, dann noch einer und noch einer. Mehr als 30 Jäger kommen zu Fuß, weitere Jäger kommen über das Wasser auf acht Stocherkähnen und fünf Motorbooten. Entenschwärme erheben sich in die Luft und lassen sich auf der anderen Seite des Sees nieder. Die Jäger auf den Booten verfolgen sie und zwingen sie, ständig woandershin zu fliegen. Gegen 11 Uhr haben alle Vögel (mit Ausnahme der Pfeifenten) die Nahrungsaufnahme beendet, und gegen 13 Uhr haben alle Krickenten und viele andere Enten den See verlassen. Etwa 20000 Vögel bleiben, aber sie werden fortwährend von den Motorbooten aufgescheucht und zu ständigem Ortswechsel gezwungen. Um 16 Uhr sind nur noch ein Viertel der Vögel, die sich am Morgen dort eingefunden hatten, am See. Am folgenden Morgen zählt man nur noch 28000 Exemplare, nämlich etwa 17000 Pfeifenten, 6500 Krickenten, 500 Spießenten, 1500 Löffelenten, keine einzige Tafelente und 3000 Blesshühner (371).

Szenen wie diese sind typisch, wenn die Jagd eröffnet ist; sie haben zur Folge, dass die Vögel sich schlechter ernähren, denn die meiste Zeit des Tages sind sie durch die Störungen der Jäger gezwungen, von einem Ort zum anderen zu fliegen, anstatt Nahrung aufzunehmen: weniger Nahrungsaufnahme, aber mehr Energieverbrauch. Dass Zugvögel unter solchen Bedingungen die für den Vogelzug und die Auf-

zucht der Jungen notwendigen Fettreserven nicht aufbauen können, ist logisch. Die Konsequenzen sind verminderter Erfolg bei der Aufzucht der Nachkommen, häufig auch der Tod der Jungen.

Vielleicht ist es eine Folge der wiederholten Versuche, sich den Nachstellungen der Jäger zu entziehen, dass sich die Zugvögel in riesigen Schwärmen in den Schutzgebieten sammeln. Ein solches Beispiel kennen wir aus dem Kanton Genf (siehe Kapitel 14), wo die Jagd untersagt worden war. Es sind nicht zuletzt auch diese aus der Jagd resultierenden Störungen - und nicht nur die Abschüsse allein -, die die enorme zahlenmäßige Differenz bei den überwinternden Wasservögeln vor und nach der Einstellung der Jagd erklären *(Tabelle 49)* bzw. die unterschiedlichen Populationszahlen an zwei nach Größe und Vegetation vergleichbaren Seen, von denen einer ein Schutzgebiet ist, der andere ein Jagdgebiet (*Tabelle 50).*

Tabelle 49. **Vergleich zwischen der Zahl der beobachteten überwinternden Vögel am Martignano-See (bei Rom) vor und nach Einstellung der Jagd im Jahr 1978**

Art	1975	1983
Haubentaucher	0	25
Stockente	0	28
Pfeifente	0	128
Tafelente	28	118
Eisente	0	29
Blesshuhn	4	2.350

Tabelle 50. **Vergleich zwischen der Zahl der 1982 beobachteten überwinternden Vögel in zwei benachbarten Seen in der Provinz Rieti**

Art	Lago Lungo (Jagdgebiet)	Lago di Ripa Sottile (Schutzgebiet)
Haubentaucher	0	15
Stockente	0	30
Krickente	0	60
Tafelente	0	147
Eisente	0	88
Blesshuhn	0	140

Unmittelbar nach Beginn der Jagdsaison in der Gironde, Frankreich, am 14. Juli 1979 war eine »Flucht« der Watvögel und Möwen aus verschiedenen Feuchtgebieten ins Naturschutzgebiet Banc d'Arguin festzustellen. Die Reiher flüchteten sowohl hierhin als auch in das Gebiet von Certes, wo die Jagd auf dem Land verboten ist (666). In Westjütland, Dänemark, halten sich 90 Prozent der Enten während der Jagdsaison (1.8.-31.12.) in den 20 Prozent der Gebiete mit flachen Gewässern auf, die kein Jagdgebiet sind (498).

In Latium findet man nur an vier Standorten Winterquartiere von Staren, und zwar in Rom, am Lago di Ripa Sottile, am Lago di Vico und im Naturpark Tevere-Farfa; dort ist die Jagd verboten (622 bis).

Unmittelbar nach Eröffnung der Jagd am I. Oktober verringert sich die Zahl der Vögel am Hauke-Haien-Koog um 97 Prozent (101). Und auf einigen Inseln im Golf von Arcachon, Frankreich, hat sich nach dem Jagdverbot die Zahl der Wasservögel von 20000 auf 220000 erhöht (119).

In den kleinen Seen, die der Inn an der deutsch-österreichischen Grenze bildet, wurden einmal 200 Enten erlegt, aber gleichzeitig 20000 weitere Enten nachhaltig durch die mit der Jagd verbundenen Störungen vertrieben - mit der Folge, dass die Wasservögel hier keine Nahrung mehr suchten. Und das führte schließlich dazu, dass im Egglfinger Stausee nur noch 10-15 Prozent der Bodenfauna von den Enten verzehrt wurden, was dazu führte, dass das Wasser des Stausees umschlug. Im benachbarten Schutzgebiet Hagenauer Bucht wurden hingegen 90 Prozent der organischen durch die Wasserpflanzen produzierten Stoffe von Enten, Schwänen und Blesshühnern weggefressen (625), sodass in diesem Gewässer das ökologische Gleichgewicht gewahrt blieb.

An der Nordsee wurden die Pfeifenten aufgrund von Jagdstörungen aus dem Wattenmeer, wo sie ausreichend Nahrung fanden und immer finden würden, vertrieben und gezwungen, sich weiter ins Landesinnere auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen zurückzuziehen. Dort richten sie nun Ernteschäden an. Wäre an den Küsten die Jagd verboten, dann gäbe es auch nicht diese derartig hohen Schäden für die küstennahe Landwirtschaft (432).

Bis 1973 mussten die Kurzschnabelgänse in Westjütland tagtäglich 20 Kilometer zwischen ihren Futterplätzen am Fiil-See und ihren Schlafplätzen im Naturpark Tipperne zurücklegen. Nachdem die Jagd am Fiil-See drastisch eingeschränkt wurde, suchten die Wasservögel wieder ihre alten Schlafplätze am Wasser auf; sie konnten sich also die langen Flüge sparen, die sie täglich etwa 10 Prozent ihrer Leistungsfähigkeit und Energieaufnahme kosteten (472).

Vor Beginn der Jagdsaison auf der finnischen Insel Hailuoto lag die minimale Flughöhe der Enten bei 13 Metern und die maximale bei etwa 38 Metern. Einen Tag nach Jagderöffnung lag die minimale Flughöhe bereits bei mindestens 22 Metern und die maximale kletterte auf bis zu 66 Metern (500).

Bei den Huftieren können die Jagdstörungen zu Gewichtsverlust, größere Krankheitsanfälligkeit, zu Emphysemen, Störungen der Trächtigkeit oder auch dazu führen, dass die Elterntiere die Jungen zertrampeln (274). Rehe und Elche können bei Treibjagden an Stress eingehen (366,562).

Die Jagdstörungen beeinflussen auch die Fluchtdistanzen der Tiere, d.h. die Mindestabstände, die sie zum Menschen wahren. Im Mündungsgebiet der Ems wurde die Jagd im Jahr 1977 verboten. Zuvor hatten sich die Saat- und Blessgänse, die auf dem Meer vor dem Dollartdeich überwinterten, höchstens bis auf 300 Meter dem Damm genähert. Danach kamen sie immer näher, und 5 Jahre nach dem Jagdverbot kamen sie bei ihrer Nahrungssuche bis zum Deichfuß (2,75).

In Niedersachsen hat sich die Fluchtdistanz der Raubvögel nach der Aussetzung der Jagd auf sie deutlich verringert (61, 62). Die Veränderung in ihrem Verhalten begünstigt die Bemühungen um den Erhalt dieser Vögel: sie können neue Räume nutzen, in denen die Begegnung mit dem Menschen wahrscheinlicher ist.

Im Staat New York betrug die Fluchtdistanz der Weißwedelhirsche mit ausgebildetem Geweih - also diejenigen, die hauptsächlich bejagt wurden - etwa 53 Meter und damit das Doppelte im Vergleich zur 23-Meter-Fluchtdistanz von denjenigen Exemplaren, die in Schutzgebieten lebten (47). Weißwedel- und Wapitihirsch akzeptieren die Nähe des Menschen und lassen ihn in solchen Gegenden, wo die Jagd

Der Naturschutz muss bürgernäher werden

Der Biologe und Ökologe J. Reichholf von der Zoologischen Staatssammlung München spricht in einem Interview über gestörte Naturerlebnisse der Menschen und übertriebenen Artenschutz in Deutschland. Er sagt: Der Naturschutz hier zu Lande ist noch stark von der deutschen Staats- und Obrigkeitsgläubigkeit geprägt. Viele Ökologen glauben allen Ernstes, dass sich die Natur durch hoheitliche Akte schützen lässt. Aber das ist ein großer Irrtum.

Hilft die Unterschutzstellung eines Gebietes denn nicht den dort lebenden Tieren und Pflanzen?

Im Gegenteil. Oft schadet der bei uns praktizierte Aussperr-Naturschutz den Tieren sogar. Denn Jäger, Fischer oder Forstwirte dürfen in Schutzgebieten meist weiter schalten und walten. Nur haben sie dort viel weniger Kontrolle durch die Öffentlichkeit als vorher zu befürchten, weil Wald und Flur ja nicht mehr für jedermann frei zugänglich sind.

Schrecken Ruderer, Reiter oder Radfahrer denn nicht die sensiblen Vögel auf?

Die von Freizeitsportlern oder anderen Erholungssuchenden ausgehende Störung ist in Wahrheit viel geringer als das, was die Jäger anrichten. Scheu werden Vögel erst durch Bejagung. Die Gänsesäger an der Isar zum Beispiel brüten in einem Gebiet, in dem im Sommer jede Woche viele hundert Boote den Fluss runterfahren. Im Sprachgebrauch der Ökologen lastet dort ein erheblicher »Erholungsdruck« auf der Landschaft. Doch die Vögel sind überhaupt nicht scheu, weil sie im Menschen keinen Feind sehen. Gänsesäger sind bei uns nämlich vor Bejagung geschützt. Bootsfahrer und Spaziergänger am Ufer stören sie nicht. Die Vögel ziehen dort sogar so erfolgreich ihre Jungen hoch, dass die Fischerei sie schon wieder abgeschossen haben will.

Also werden Freizeitsportler von Tieren an sich nicht als Bedrohung empfunden?

Nein. Das beste Beispiel dafür sind die Städte, die inzwischen einen Artenreichtum aufweisen, der den mancher erstklassiger Naturschutzgebiete weit übertrifft. Insgesamt haben Städte inzwischen eine vergleichbare Bedeutung für die Erhaltung der Artenvielfalt wie Naturschutzgebiete. In Berlin zum Beispiel leben zwei Drittel aller Vogelarten, die es überhaupt in Deutschland gibt. Und warum? Weil sie dort nicht vom Menschen verfolgt werden.

Wird sensibler für den Artenschutz, wer sich ohne Zäune und Verbotsschilder frei durch die Natur bewegen kann?

Völlig richtig. Aber heute wird das Naturerlebnis ja leider durch Verbote gestört oder gar verhindert. Selbst in Schulen ist es heute so gut wie unmöglich, die Entwicklung von Kaulquappen zu zeigen, weil die bei uns vorkommenden Frösche alle geschützte Arten sind. Ein Lehrer darf deshalb nicht mal

aus dem eigenen Schulteich Froschlaich entnehmen, um den Kindern im Glas zu zeigen, wie sich die Kaulquappen allmählich entwickeln. Solche prägenden Erlebnisse fehlen den Kindern, weil bei uns ein völlig überzogener Artenschutz praktiziert wird. Das ist eine echte Katastrophe.

Was müsste sich im Naturschutz ändern?
Leider verteidigen die Umweltverbände die von ihnen durchgesetzten Naturschutzbestimmungen gegen alle anderen Landnutzer und machen sich damit die breite Öffentlichkeit zum Feind. Wenn die Vogelschützer aber zum Beispiel die letzten Brutplätze der Flussuferläufer an den randalpinen Flüssen sichern wollen, müssten sie sich gerade mit den Paddlern gut stellen, die dort regelmäßig vorbeikommen. Über regelmäßige Kontrollen könnten die Wassersportler mithelfen, dass den Brutplätzen möglichst wenig passiert. So läuft das etwa in Amerika.
(Der Spiegel 50/2000, 11. Dezember 2000)

verboten ist, nahe an sich heran (291, 633, 661). Auch der Rothirsch vergrößert seine Fluchtdistanz mit Beginn der Jagdsaison (365). Auf den Straßen in New Jersey hat das Jagdverbot zu vermehrten Unfällen mit Hirschen geführt, weil sich die Tiere näher an die Straßen heran trauten (421). In den Schutzgebieten Kaliforniens, in denen auch die Wilderei eliminiert wurde, scheint sich das Bighornschaf in keiner Weise durch Ausflügler gestört zu fühlen (328).

Die Jagdstörungen können auf vielerlei Weise das Verhalten der Wildtiere beeinflussen. In Georgia z.B. hat die Jagd auf den Weißwedeihirsch in den Gebieten, wo auch Truthähne leben, zur Auflösung der Truthahngruppen geführt (247). In Westfrankreich hatte die massive Jagd auf Turteltauben zur Konsequenz, dass sich der Vögelzug zeitlich veränderte. Auf der Nordseite der Girondemündung hat der Durchzug bei Tageslicht seit 1965 vollkommen aufgehört; hier zieht die Turteltaube nur noch nachts durch. Und am Ufer der Gironde ist der Durchzug der Vögel seit 1970 stetig geringer geworden, bis er schließlich 1988 gänzlich aufhörte. Zudem stellte man fest, dass bei den durchziehenden Vögeln der Anteil der Jungen überdurchschnittlich hoch war (Verhältnis jung zu alt 2:3 statt normalerweise 1:4). Allem Anschein nach hatten die älteren Vögel ihr Verhalten in stärkerem Maße geändert als die Jungvögel (185).

In Montana halten sich die Hirsche während der Jagdsaison vorwiegend im Schutz der Wälder auf (708). Genauso verhält sich der Wapitihirsch in Alberta. Dazu muss er sogar sein Fressverhalten umstellen: Nach Beginn der Jagdsaison geht der Verzehr von Präriegräsern von 86,9 auf 34,3 Prozent zurück. Gleichzeitig erhöht sich der Anteil von Waldgräsern von 0,8 auf 18,3 Prozent und der von Weidenzweigen nimmt von 1,9 auf 16,0 Prozent zu. Letztere habe einen höheren Proteingehalt, sind aber schwerer verdaulich. Erst wenn die Jagdzeit zu Ende ist und sie nicht mehr gestört werden, kehren die Wapitihirsche in die offene Prärie zurück (512).

In Neuseeland wurde 1955 eine ganzjährige Jagdkampagne gegen Hirsche und Gemsen eröffnet, um die Populationen zu reduzieren. Man erhoffte sich davon eine Verbesserung der Relation zwischen der Zahl junger und erwachsener weiblicher Exemplare. Aber das trat nicht ein. Die Tiere hatten sich in das dichte Buschwerk oberhalb der Baumgrenze geflüchtet, und möglicherweise lag es gerade an der kargeren Nahrung und dem schwierigen Terrain, dass just bei den Jungtieren hohe Verluste zu verzeichnen waren (41). Auch in Dänemark konnte beobachtet werden, dass die bejagten Rothirsche ihr Verhalten änderten: Tagsüber bleiben sie in den Wäldern und kommen erst nachts heraus auf die Wiesen, um zu äsen. Die Gruppen werden kleiner (364). In Neuseeland wurde beobachtet, dass die Hirsche und Gemsen erst 2 Jahre, nachdem die Jagd auf sie aufgehoben worden war, wieder anfingen, bei Tage zu äsen (191).

Die Jagd behindert auch die Forschung. Denn dort, wo die Jagd verboten ist, sind die Tiere zutraulich, sodass man sie messen, wiegen und (zum Zwecke einer besseren Erkennung auch aus größerer Entfernung) markieren kann, ohne auf Netze, Fallen oder die Benutzung von Betäubungsmitteln zurückgreifen zu müssen. Diese Möglichkeiten der Wissenschaft werden durch die Begleiterscheinungen der Jagd zunichte gemacht (274)!

Blei

Millionen vergifteter Enten

Die Kanadagans, die der *Birdwatcher* aufgeschreckt hatte, flog kurz hoch und ließ sich 20, 30 Meter weiter wieder nieder. Sie war vollkommen abgemagert und so schwach, dass sie sich nicht noch ein weiteres Mal in die Luft erheben konnte. Der Kopf war unter dem Unterkiefer aufgedunsen, ebenso die Backen, eine milchige Flüssigkeit tropfte aus Augen und Nase. Sie war todkrank - ein indirektes Opfer der Jagd (30). In Kapitel 10 sind wir von der Schätzung ausgegangen, dass in Italien Jahr für Jahr etwa 700 Millionen Schrotpatronen auf der Jagd verschossen werden. Das entspricht etwa 25 000 Tonnen Blei, die einfach so in die Umwelt gehen. Ein beträchtlicher Teil davon sinkt auf den Grund von Seen und Teichen, an deren Ufern sich die meisten Jäger am häufigsten aufhalten. Im Bezirk Rheinau-Freistetten fanden sich auf dem Grund der Gewässer, an denen die Entenjagd ausgeübt wird, in bis zu ein Meter Entfernung vom Ufer zwischen 1740-2020 Bleischrotkugeln pro m^2 (353)!

Viele Wasservögel nehmen diese Bleikügelchen bei der Nahrungsaufnahme zusammen mit den Insekten und Algen auf. Besonders betroffen sind die Enten, denn zur Verdauung brauchen sie kleine Kieselsteine, die sie vom Boden aufnehmen und schlucken. Enten können zwischen gefährlichen Schrotkörnern und harmlosen Steinchen nicht unterscheiden. Werden diese Schrote von den Wasservögeln geschluckt, zersetzt die Magensäure das Blei in lösliches Bleisalz, das in den Blutkreislauf gelangt und sich in den Nieren und der Leber anreichert und dadurch zu einer schweren, möglicherweise tödlich verlaufenden Vergiftung führt. Tiere, die an Bleivergiftung leiden, werden flugunfähig; die Flügel hängen schlaff am Körper herab und die Füße können das Körpergewicht nicht mehr tragen. Schwäne vermögen

Tausende Tonnen Blei verschossen

Verbandsvertreter von Naturschutzbund Deutschland und WWF Deutschland erklären, »durch den Jagdsport würden etwa 3000 bis 4000 Tonnen Blei in der Landschaft verteilt.«, so im DNR-Kurier Heft 1/2/1992, S. 18. Unabhängig von den angegebenen Zahlen, ist die Bleischrotdichte in bevorzugten Wasserwild-Jagdgebieten enorm hoch. Was fehlt, sind fachkundige, objektive Untersuchungen. Beispiel Naturschutzgebiet Taubergießen bei Rheinau/Baden-Württemberg: Ein 1987 erstellter Untersuchungsbericht der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsstelle Augustenberg/Karlsruhe-Durlach hatte auf Grund von Fehlern und Fehlinterpretationen eine um den Faktor 10 zu niedrig angegebene Bleibelastung festgestellt.
(http://home.t-online.de/home/tsh.wittlich)

nicht mehr den Hals aufzurichten. Eine Bleivergiftung kann zu Muskellähmungen führen. Diese wirken sich in Form einer reduzierten peristaltischen Tätigkeit auch auf den Darm aus. Die Folge sind Verdauungsstörungen, die Gallenblase bläht sich auf, die Ausscheidungen werden grün und wässrig. Man erkennt diese Vögel an ihrem grün beschmierten Gefieder in der Aftergegend und an ihrem ausgemergelten Allgemeinzustand.

Eine Stockente, die eine Bleikugel Kaliber 6 verschluckt, hat eine Überlebenschance von schätzungsweise 88 Prozent, schluckt sie zwei, sinken ihre Chancen auf 56 Prozent, und bei drei Kugeln sind es nur noch 34 Prozent. Die Zahl verschluckter Schrote, die man in den Mägen von Wasservögeln fand, sind oft sehr hoch. Im Magen eines Schwans hat man 451 Schrote gefunden (265). In zahlreichen Studien hat man den Prozentsatz derjenigen Vögel mit Bleikugeln im Magen-Darm-Trakt im Verhältnis zur Gesamtzahl der Exemplare, die von Jägern erlegt oder tot aufgefunden oder medizinisch untersucht wurden, zu ermitteln versucht. In den *Tabellen 51* und *52* werden die Ergebnisse einiger Studien zusammengefasst.

Aus den *Tabellen 51* und *52* wird ersichtlich, dass einige Arten ein stärkeres Bleivergiftungsrisiko haben. Dies sind vor allem die Spießente sowie alle tauchenden Entenarten (die letzten sechs in *Tabelle 52* genannten Arten), die zur Nahrungsaufnahme tiefer tauchen als die anderen. Freilich sagen diese Tabellen nichts über die Bleivergiftung

Tabelle 51. **Anteil der Schwäne mit Bleischroten im Verdauungstrakt (484)**

Art	Staat/Land	Jahre	Art der Auffindung	Anteil (in%) der Tiere mit Bleikugeln	bibliogr. Verweis
Höckerschwan	Großbritannien	73-80	tot	0,5	(351)
Höckerschwan	Schweiz	79-81		10,2	(794)
Höckerschwan	Schottland	80-86	tot	6,2	(687)
Höckerschwan	Irland	84-87	tot od. sterbend	49	(565)
Singschwan	Großbritannien		tot	10	(520)
Singschwan	Schottland	80-86	tot	42,9	(687)
Zwergschwan	British Columbia	65-79	tot	5,8	(492)

Tabelle 52. **Anzahl der im Verdauungstrakt von Gänsen/Enten gefundenen Schrote, aufgelistet nach geringsten, höchsten und Durchschnittswerten (nach den Angaben verschiedener Autoren bis zum Jahr 1982 einschließlich)**

Art	Zahl der Studien	gefundene Anzahl von Bleischroten		
		minimal	maximal	mittel
Graugans	1			7,1
Kurzschnabelgans	1			2,7
Kanadagans	2	0.8	5,1	3,0
Stockente	13	4,2	18,9	11,4
Stockente (Rass *efulvigula)*	1			26,2
Spießente	10	0,0	56,1	15,2
Knäkente	1			9,6
Amerik. Knäkente	2	2,3	4,9	3,6
Dunkelente	2	7,8	8,3	8,1
Löffelente	6	0,0	14,9	5,1
Schnatterente	5	0,0	11,8	3,2
Krickente	11	0,0	5,8	1,5
Pfeifente	8	0,0	4,9	1,1
Amerik. Pfeifente	2	0,0	3,2	1,6
Weißkehlente	2	0,2	3,5	1,9
Augenbrauenente	2	0,0	4,9	2,5
Reiherente	7	0,0	58,3	18,3
Riesentafelente	2	11,8	51,7	31,8
Ringschnabelente	2	14,2	33,1	23,7
Tafelente	6	0,0	43,8	16,9
Rotkopfente	3	13,6	48,0	26,3
Kleine Bergente	3	13,1	29,8	21,0

als tatsächliche Todesursache aus; schließlich gibt es Vögel, die trotz der Schrote im Bauch überleben. Und einige Untersuchungen stützen sich allein auf tot aufgefundene Exemplare, die möglicherweise nur einen kleinen Prozentsatz der Gesamtpopulation ausmachen. Allerdings kann es auch sein, dass man in Tieren, die schwere Vergiftungserscheinungen zeigen, deshalb keine Kugeln findet, weil sie zwischenzeitlich aufgelöst bzw. ausgeschieden wurden. So konnte bei den in der Nähe des Forney's Lake, Iowa, zwischen 1965 und 1967 tot aufgefundenen Stockenten zwar Blei in den inneren Organen nachgewiesen werden, aber nur 30 Prozent hatten Schrote im Magen (74).

Aussagekräftiger für die Häufigkeit der Bleivergiftungen bei wild lebenden Tierarten sind also Untersuchungen über den Bleigehalt in den inneren Organen. 30 Prozent der Höckerschwäne in Dänemark haben hohe Bleikonzentrationen in den inneren Organen (499). 23,5 Prozent der tot aufgefundenen Singschwäne in Norwegen weisen Konzentrationen von mehr als 0,005 Promille Blei in der Leber auf (338). Aber diese Studie gibt uns keinen Anhalt über den Grad der Bleivergiftung bei den lebenden Singschwänen.

Eine weitere Untersuchung, diesmal in Frankreich, befasste sich mit der Häufigkeit von Wasservögeln, die Symptome einer Bleivergiftung zeigten und bei denen gleichzeitig Blei im Magen röntgenologisch nachgewiesen wurde. Die Resultate sind in *Tabelle 53* wiedergegeben, und hier zeigt sich wieder einmal, dass die Spießente zu den am meisten belasteten Arten gehört.

Schließlich hat man auch den Versuch unternommen, für mehr oder weniger große Gebiete die Zahl der an Bleivergiftung gestorbenen Vögel zu schätzen. Die Resultate finden sich in *Tabelle 54.*

Tabelle 53. **Anteil der Vögel (in %) mit Symptomen von Bleivergiftung und durch Röntgenuntersuchung nachgewiesenem Schrot im Verdauungstrakt (Camargue, Frankreich) (346)**

Stockente	**19**	**Schnatterente**	**2,4**
Spießente	**56**	**Pfeifente**	**0**
Knäkente	**10**	**Reiherente**	**13**
Löffelente	**15**	**Tafelente**	**22**
Krickente	**4,7**	**Kolbenente**	**3,3**

Tabelle 54. **Absolute Zahlen und Anteile der Vögel, die pro Jahr an Bleivergiftung eingehen**

Art	Ort	Jahr	Todesfälle (abs. Zahl)	Todesfälle (in Prozent)	Bemerk,	bibliogr. Verweis
Entenvögel	USA		2.000.000			(53)
Entenvögel	Kaliforn.		<1.000			(352)
Entenvögel	Missouri (teilw.)	1949	1.000	7,3		(53)
Entenvögel	Rice Lake (Illinois)	1972	1.500			(20)
Entenvögel	Mississip.	1977-79		1,7		(729)
Entenvögel	Arkansas	Winter 1953-54	16.000	6,4		(53)
Zwergschwan	Tule Lake (Kalifornien)	1948-59		1,0-3,3		(641)
Zwergschwan	Lake Mattamus keet Nat., Wildl. Ref. Northcarolina	1973-78	1.200			(260)
Kanadagans	Wisconsin	1940-63	74			(728)
Kanadagans	Delaware	Winter 1965-66	2.000-4.000			(30)
Kanadagans	Turk's Pond (Color.)	1974		5	Prozentsatz der überwint. Vögel	(709)
Schneegans	Fomey's Lake (Iowa)	1967	200			(74)
Stockente	Fomey's Lake (Iowa)	1948-67	1.000-2.500			(74)
Stockente	San Rossore (Italien)	1969-70		20-60	in halber Gefangenschaft	(181)
Kurzschnabelgans	Merrymeeting Bay (Maine)	1976-80		2,89		(465)

Bemerkenswert ist hier die Zahl von jährlich 2000000 an Bleivergiftung verendeten Entenvögeln - allein in den USA. Diese Zahl wird kaum noch von einem Autor bestritten (352), und dass sich die Mortalität wegen Bleivergiftungen tatsächlich in dieser Größenordnung bewegt, wird indirekt durch den hohen Anteil von Tieren mit Schroten im Magen bestätigt, wie wir das am Beispiel bestimmter Entenarten gesehen haben. Diese große Zahl ist sicherlich beeindruckend, aber

neben der Anzahl Enten, die jedes Jahr von den amerikanischen Jägern zur Strecke gebracht werden, ist sie eher klein. Wie wir schon sahen, liegt die bei knapp 12 Millionen (vgl. *Tabelle 37).* Die durch Schrot bedingten Bleivergiftungen erhöhen also, wenn auch nur zu einem kleinen Teil, die durch die Jagd verursachte Mortalität. Allerdings leiden die Vögel mit Bleivergiftung sehr, die vergifteten Tiere verhungern, weil sie keine Nahrung mehr aufnehmen können.

Man hat versucht, Gegenmaßnahmen zu ergreifen. In bestimmten Gegenden (z. B. einigen Feuchtgebieten in Dänemark) wurde Bleischrot verboten und durch Stahlschrot ersetzt. Aber Stahl ist leichter als Blei, und folglich haben die Stahlgarben weniger Durchschlagskraft. Bei einem Schuss aus einer Entfernung von mehr als 30 Meter steigt also die Wahrscheinlichkeit, eine Ente nur zu verletzen und nicht zu töten. Außerdem können solche Stahlkugeln, die in die Baumrinde eintreten, die Motorsägen ruinieren, wenn die Bäume gefällt werden (244).

Es wurde auch vorgeschlagen, eine Legierung aus Blei und Zinn zu verwenden, die weniger giftig ist als reines Blei, oder auch Bleikugeln mit einem Stahlmantel (455). Es scheint, als würde das Eisen einen Schutz vor der Bleivergiftung bieten, denn in der Tat ist die Mortalität bei gleicher Zahl von verschluckten reinen Bleikugeln und solchen aus stahlummanteltem Blei im letzteren Fall deutlich geringer (236). Man hatte sogar die Idee, das Blei durch Uran zu ersetzen, wie es bei der Anreicherung von Brennstäben für Kernkraftwerke anfällt! Dieses Uran soll weniger als 0,2 Prozent des Isotops U^{235} enthalten und wäre demzufolge nur sehr schwach radioaktiv (316).

Um Bleivergiftungen vorzubeugen, wurde ferner vorgeschlagen, etwas Sand in die Teiche zu füllen, damit sich das Blei »verdünnt« (333,704). Es ist gut möglich, dass diese Methode einen gewissen Erfolg hätte, aber sie verändert die natürlichen Lebensbedingungen. Und schließlich wurde angeregt, das Erdreich an den Sammelstellen der Tiere zu kultivieren: Tatsächlich enthielten die Proben von solchen Böden nur ein Viertel des Bleis, den man sonst in Proben unkultivierter Böden findet (259). Aber dieses Verfahren ist nur dort möglich, wo man den Wasserstand kontrollieren kann. In der Jagdsaison erhöht man

den Wasserstand und senkt ihn hernach wieder ab, um die Kultivation nach Beendigung der Jagd zu ermöglichen.

Zusammenfassend lässt sich sagen: Die Jagd führt durch die Bleivergiftungen zu weiteren Verlusten. Bei den meisten bejagten Arten sind diese zwar geringer als die durch die Jagd direkt verursachte Mortalität; für einige besonders gefährdete Arten könnten die Verluste durch Bleivergiftung allerdings genauso groß oder gar größer als die Jagdstrecke sein. Die Gegenmaßnahmen sind samt und sonders von beschränkter Praktikabilität. Einzige Ausnahme ist die Verwendung von Stahlkugeln, die jedoch einen größeren Prozentsatz verwundeter Enten zur Folge hat, es sei denn, die Jäger würden mit mehr Rücksicht agieren (761). Das aber scheint illusorisch.

Augen zu und durch!

Bereits in den 50er Jahren wurde in Amerika bekannt, dass sich Enten durch die Aufnahme von Bleischrot vergiften. In der Jagdsaison 1977/78 ist die Verwendung von Bleischrot zur Wasserwildjagd bereits in 23 US-Bundesstaaten verboten.

1983 befasstesich der Deutsche Jagdschutz-Verband e.V. (DJV) mit der möglichen Umweltbelastung durch Blei; 1986 gab er eine neue Stellungnahme dazu heraus: Bleischrot ist unbedenklich! (…)

1986 führte Dänemark entsprechende Untersuchungen durch; in 26 Feuchtgebieten, die der Ramsar-Konvention entsprechen, kam es darauf zu einem totalen Verbot der Verwendung von Bleischrot.

»Blei stellt bei der üblichen Jagdausübung im Gelände keinerlei Umweltbelastung dar. Das teilte der Präsident des Deutschen Jagdschutz-Verbandes, Dr. Gerhard Frank, als Ergebnis jüngster wissenschaftlicher Forschungen anlässlich des Bundesjägertages 1986 in Nürnberg mit.«, so in »Jagd + Jäger in Rheinland-Pfalz«, Heft 10/1986, S. 2.

Am 12.10.1988 sprach sich das Europa-Parlament gegen eine weitere Verwendung von Blei bei der Jagd, dem Sportschießen und der Sportfischerei aus und leitete eine entsprechende Empfehlung der EG-Kommission zu.

Die so genannte Crößmann-Studie des Umweltbundesamtes zur Bleiproblematik, Forschungsbericht Nr. 10701014, geht von einer geringen Umweltrelevanz des Bleis aus.

1989 verzichten die Jäger des Kantons Thurgau/Schweiz in zwei Wasservogel-Schutzgebieten am Bodensee freiwillig auf die Verwendung von Bleischrot. Dieser freiwillige Verzicht wird durch ein gesetzliches Verbot abgesichert.

Mitte 1991 legen Wissenschaftler auf der Tagung des »International Waterfowl Research Bureau« (IWRB) in Brüssel Forschungsergebnisse über die toxikologische Gefährdung des Wasserwildes durch Bleischrot vor. Daraufhin leitet der Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten im September 1991 »Maßnahmen zur Verhinderung einer weitergehenden toxikologischen Gefährdung der Tierwelt« ein und schaffte eine »Arbeitsgruppe Bleischrot«.

Seit dem 01.09.1991 ist in den USA die Verwendung von Bleischrot zur Jagd auf Wasserwild faktisch überall verboten. Anfang Dezember 1991 berichtet das Nachrichtenmagazin »Der Spiegel«, dass auf allen Flinten-Schießständen der Bundeswehr die Verwendung von Bleischrot verboten wurde.

1993 erlassen die Niederlande und Dänemark ein Bleischrot-Verbot für den jagdlichen Bereich; in Dänemark gilt das Verbot auch für das sportliche Wurftaubenschießen. Damit ist Dänemark das erste Land in der EU mit einem totalen Verbot der Bleischrote. Australien, Kanada und Norwegen beabsichtigen, ein Verbot der Jagd mit Schrot auf Seevögel zu erlassen.

Nach zweijähriger Tätigkeit der »Arbeitsgruppe Bleischrot« fordert das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten in Übereinstimmung mit dem DJV die Jäger im Dezember 1993 dringend auf, Wasserwild nicht mehr mit Bleischrot zu bejagen. 1994 heißt es im DJV-Handbuch auf S.321: »Die Verwendung von Bleischroten bei der Jagdausübung ist grundsätzlich unbedenklich.« 1995 äußert sich der interessenorientierte und jagdnahe »Bundesverband Schießstätten (BVS)«, »Wild und Hund«, Heft 26/1995, S. 32, folgendermaßen: »Ziel muss es sein, Blei als Schrotvorlage auf Schießstätten zu erhalten, aber der bestehenden Umweltproblematik durch Recycling Rechnung zu tragen.«

Am 01.09.1995 beginnt in Großbritannien auf Initiative des Jagdverbandes BASC eine freiwillige Übergangsphase von Bleischrot auf Ersatzmaterialien wie Stahl, Wismut oder Zink. Seit dem 01.08.1996 ist in Finnland Bleischrot bei der Seevogel-Jagd völlig verboten. In seinem »Aktionsbericht 1997« regt das Europäische Schießsport-Forum eine europäische Initiative für schadstoffarme Ausübung des Schießsports an. Für Schießanlagen in der Nähe von Feuchtgebieten fordert es, Alternativen zu Bleischrotpatronen zu verwenden, um eine Bleivergiftung von Wasservögeln zu vermeiden.

1998 überarbeitete der DJV seine Schießstand- und Schießvorschrift. Ab dem 08.09.1999 gilt eine reduzierte Schrotladung für Schießstände - das erlaubte Vorlage-Gewicht wurde von bisher 28 Gramm auf 24 Gramm reduziert.

(http://home.t-online.de/home/tsh.wittlich)

Besatzmaßnahmen

Hühner, zum Abschuss freigegeben

»Die Droge für die Jagd«, so nennt man Besatzmaßnahmen (483). Dabei handelt es sich um die Auswilderung von Exemplaren einer zur Jagd freigegebenen Tierart, die meist nur zu diesem Zweck gezüchtet wurden. Normalerweise werden Besatzmaßnahmen außerhalb der Jagdsaison vorgenommen, manchmal aber auch erst unmittelbar vor Beginn der Jagdzeiten auf die betreffende Art. Das Ziel ist es, bestimmte stark ausgedünnte Populationen eigens für die Jagd aufzufüllen.

In den Ländern, wo die Jagd besonders intensiv ist und in einem großen Missverhältnis zu den Möglichkeiten steht, die das Territorium bietet, dort ist die Jagd häufig nur noch durch Auswilderungen (und durch den missbräuchlichen Abschuss durchziehender Tiere) möglich.

In Frankreich z.B. werden Jahr für Jahr 200000 aus dem Ausland importierte Feldhasen (437), 800000 Stockenten (40), 500000 Rot- und Rebhühner und 6200000 Fasane erlegt (484).

Zum Teil dienen zum Besatz auch Tiere, die man vorher gefangen hat; meist sind aber die Kosten für solche Aktionen zu hoch. Deshalb greift man auf gezüchtete Tiere zurück. Diese Zuchttiere sind an die Bedingungen einer Aufzucht in Gefangenschaft gewöhnt und haben als Jungtiere weder die artgerechte Form der Ernährung noch das Fluchtverhalten vor Räubern in freier Wildbahn gelernt. Ein Großteil der im Zuge von Besatzmaßnahmen ausgewilderten Tiere geht schon in den ersten Tagen nach ihrer »Freilassung« ein. In den *Tabellen 55* und *56* sind die Überlebenschancen solcher ausgewilderter Zuchttiere im Vergleich zu den wild lebenden Tieren dargestellt sowie die Anteile

Importiert, gezüchtet, ausgesetzt:
Flintenfutter für den »Jagdsport«

Das weitverbreitete (kommerzielle) Aufziehen und Aussetzen von (Wild-) Tieren (so genanntes Konservenwild) dient bei realistischer Betrachtung nicht der natürlichen Bestandsbegründung oder -Stützung, sondern meist alleine Jagdzwecken. Insoweit sind die nach der »jägerischen Schamfrist« von meist nur 4 Wochen vor Jagdbeginn ausgesetzten »Volierentiere« nur »Flintenfutter«. Die künstlich aufgezogenen und dann in fremder Umgebung ausgesetzten Tiere sind beim Transport und Überleben in freier Wildbahn erheblichem Stress ausgesetzt. (…)

Das Auswildern im Bestand bedrohter Wildarten ist nur nach Vorgabe des Bundesnaturschutzgesetzes (§ 20d Abs. 2) und unter wissenschaftlicher Begleitung sinnvoll. (…) Nach dem Bundesjagdgesetz (BJG) ist das Aussetzen von Wildtieren nach wie vor zulässig. Es ist gemäß § 19 Abs. 1 Nr. 18 BJG lediglich verboten, eingefangenes oder aufgezogenes Wild später als vier Wochen vor Beginn der Jagdausübung auf dieses Wild auszusetzen. (…) Nach der offiziellen Jagdstreckenstatistik des Landes Nordrhein-Westfalen für das Jagdjahr 1997/98 hat die Fasanenstrecke um 2682 auf insgesamt 101997 Fasane zugenommen. Als Ursache für diese unerwartete Entwicklung vermutet die Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadensverhütung, dass das 1994 erlassene Verbot des Aussetzens von Jungfasanen in einigen Revieren nicht eingehalten worden ist. In anderen Bundesländern sieht es ähnlich aus. (http://home.t-online.de/home/tsh.wittlich)

dieser freigelassenen Zuchttiere, die von den Jägern zur Strecke gebracht werden.

Aus *Tabelle 55* wird die enorm hohe Mortalitätsrate der freigesetzten Zuchttiere in den ersten Wochen nach der Auswilderung ersichtlich. Im selben Zeitraum sind bei den wild lebenden Tiere nur minimale oder gar keine Verluste festzustellen. Eben wegen dieser extrem hohen Mortalität unter den Zuchttieren in freier Wildbahn - und nicht etwa, weil sie den Jägern entwischen - ist ihr Anteil in der Jagdstrecke so außerordentlich niedrig, wie *Tabelle 56* eindrucksvoll zeigt.

Zudem haben die ausgesetzten Tieren nur eine minimale Chance, sich im darauffolgenden Jahr fortzupflanzen. Für die in Italien ausgesetzten Arten beläuft sich diese Wahrscheinlichkeit auf weniger als 2 Prozent (40).

Diese Erfolglosigkeit der ausgesetzten Tiere bei der Fortpflanzung rührt aber nicht allein daher, dass sie sich nur schlecht in die freie Wild-

bahn eingewöhnen können oder dass sie bei der Aufzucht bestimmte Verhaltensmuster nicht gelernt haben. Aus zahlreichen Forschungsarbeiten ergibt sich, dass ausgesetzte Zuchttiere sich auch genetisch von den wild lebenden unterscheiden. In der Tat werden diese Tiere

Tabelle 55. **Überlebenschancen von für Besatzmaßnahmen verwendeter Zucht- und Wildtiere**

Art	Land	Jahr	Zeitraum zwischen Aussetz. und Auffinden	Herkunft	Sterberate (in %)	bibliogr. Verweis
Rebhuhn(w)	Frankreich	1972-74	1 Woche	Aufzucht	28-59	(73)
Rebhuhn (w)	Frankreich	1972-74	1 Woche	Wildtier	0	(73)
Rebhuhn	Frankreich		2 Wochen	Aufzucht	50	(71)
Fasan (m)	Frankreich	1972	3 Monate	Aufzucht	32-54	(70)
Fasan (w)	Frankreich	1972	3 Monate	Aufzucht	53-76	(70)
Fasan (m)	Frankreich	1974	2 Monate	Aufzucht	6-9	(70)
Fasan (w)	Frankreich	1974	2 Monate	Aufzucht	4-8	(70)
Fasan (m)	Frankreich	1975	2 Monate	Aufzucht	7-14	(70)
Fasan (w)	Frankreich	1975	2 Monate	Aufzucht	19-26	(70)
Schneehase	Schweden	1973-79	1 Monat	Aufzucht	82	(438)
Schneehase	Schweden	1973-79	1 Monat	Wildtier	7	(438)
Feldhase	Frankreich		1 Woche	Aufzucht	58	(233)
Feldhase	Italien	1984	2 Wochen	Aufzucht	50	(282)
Feldhase	Italien	1986	3 Monate	Aufzucht	50	(791)

Tabelle 56. **Anteil der von Jägern erbeuteten ausgesetzten Tiere**

Art	Land	Jahr	Monat der Aussetzung	Jagdbeginn	Anteil der erlegten Tiere in %	bibliogr. Verweis
Stockente	Dänemark	1950-62			22,7	(240)
Stockente	Dänemark				67	(241)
Rebhuhn	Frankreich	1970-74	Juli/August	Mitte Sept.	36	(72)
Fasan	England	1965			41	(100)
Fasan	England	1962-66	Juli/August	Nov.	48	(78)
Fasan	Italien	1970/71	März		1,2-4,5	(116)
Fasan	Italien	1970/71	Juni/August		5,3-11,3	(116)
Feldhase	Frankreich	1974-76	Mai-Juli	1. Sept.	18-20	(235)
Feldhase	Frankreich				6,9-19,3	(234)
Feldhase	Frankreich	1976-80			14-18	(233)

bereits seit Generationen in Gefangenschaft gehalten, und unbeabsichtigt hat eine züchterische Selektion stattgefunden. Dabei handelt es sich um Eigenschaften, die für eine Aufzucht in Gefangenschaft vorteilhaft sind, die sich aber in den allermeisten Fällen als nachteilig für ein Leben unter natürlichen Bedingungen erweisen. Wir befinden uns hier bereits auf dem Wege zu einer regelrechten Domestizierung. Die ausgesetzten Tiere aus Aufzuchten muss man daher eigentlich als halbdomestizierte Tiere betrachten (154).

Bei Stockenten aus der Aufzucht ist eine Zunahme des Körpergewichts festzustellen (292); dasselbe gilt für Fasane. Aber gleichzeitig verkürzen sich die Federn, sodass die Vögel aus Aufzuchten weniger flugtauglich sind. Bei der Stockente ist außerdem als Folge der Zucht eine Verkleinerung des Gehirns festzustellen, und beim Auer- und beim Birkhuhn verursacht die Aufzucht in Gefangenschaft eine Degeneration der Herzmuskeln. Beim Fasan ist schon nach 10 Jahren der Aufzucht eine Verkürzung des Blinddarms zu beobachten (658). Schottische Moorschneehühner aus der Aufzucht weisen eine Verkürzung beider Blinddärme um etwa die Hälfte auf. Bei dieser Rasse befinden sich in den Blinddärmen Mikroorganismen, die bei der Verdauung der Zellulose helfen, die in der natürlichen Nahrung sehr reichlich vorkommt. Die Zuchttiere hingegen erhalten eine Nahrung, die arm an Zellulose ist, und das hat in nur wenigen Generationen eine Selektion derjenigen Tiere mit verkürztem Blinddarm bewirkt, die sehr wohl an die Bedingungen der Gefangenschaft angepasst sind, nicht aber an das Leben in freier Wildbahn (514).

Weitere Veränderungen betreffen die physiologischen Charakteristika. Bei der Aufzucht in Gefangenschaft sind die Temperaturunter-

Haustiere sind »dümmer« als Wildtiere

Die Gehirne von Haustieren sind bis zu einem Drittel kleiner als die ihrer wild lebenden Artgenossen. Dies sei Folge der Umzüchtung (...). Bei geringer entwickelten Tieren wie Labor-Mäusen oder Hauskaninchen habe sich die Masse des Gesamthirns maximal um 14 Prozent reduziert. Dagegen liege die Hirnabnahme bei anderen Haustieren wie Schweinen, Schafen, Katzen oder Hunden zwischen 18 und 34 Prozent, (bild der Wissenschaft online 24.09.1996)

schiede nicht so krass und im Unterschied zum jahreszeitlich abhängigen Nahrungsangebot der Natur ist Futter für die Zuchttiere immer verfügbar. Das verlängert die Zeit der Fortpflanzungsbereitschaft, und deshalb hat die Stockente in Gefangenschaft eine längere Zeit der Fruchtbarkeit als unter natürlichen Bedingungen (292), denn auch die Schwankungen im Hormonhaushalt sind nicht so ausgeprägt (304). In Missouri hatte man Schwierigkeiten bei der Fortpflanzung von Wildtruthähnen in Gefangenschaft und versuchte es daher mit Kreuzungen von Wildtruthähnen und Haustruthähnen. Letztere aber begannen einen Monat vor den Wildtruthähnen mit der Fortpflanzung, und das hatte zur Folge, dass es für die Jungen keine ausreichende Nahrung gab (440). Nach nur 10 Generationen in der Aufzucht verkürzt sich bei der Japanischen Wachtel die Zeit bis zur sexuellen Reife von 110 auf 68 Tage (658). Stockenten aus der Aufzucht paaren sich problemlos mit Wildenten, aber es scheint so, dass die befruchteten Eier wenig fruchtbar sind (292).

Bei Fasanen aus Aufzuchten ist bereits nach 10 Generationen ein veränderter Glykogengehalt festzustellen, sowohl in der Muskulatur, in der Leber wie auch im Blutplasma. Und bei Zuchtwildschweinen erhöht sich die Gerinnungsneigung des Bluts, mithin also die Thrombosegefahr (658).

Auch Verhaltensweisen verändern sich unter den Zuchtbedingungen. Der Feldhase aus Aufzuchten flieht nicht mehr vor dem Menschen und wird daher eine leichte Beute der Jäger (658). Bei Truthähnen, die aus Kreuzungen zwischen wild lebenden und zahmen Exemplaren stammen und - wie schon erwähnt - in Missouri für die Auswilderung genommen werden, ist ein verändertes Alarmverhalten bei drohender Gefahr zu beobachten. Das wild lebende Weibchen stößt in der Tat nur einen Warnruf aus und schon ducken sich die Jungen in die Vegetation. Das halbzahme Weibchen dagegen versucht die Jungen mit wiederholten Warnrufen aus der Gefahrenzone zu locken (440). Dieses Verhalten ist unter den Bedingungen der Aufzucht möglicherweise von Vorteil, in der freien Natur aber ist es gefährlich, denn es erregt ja geradezu die Aufmerksamkeit der natürlichen Räuber. Die genetischen Veränderungen bei den auszuwildernden Tieren im Verhältnis zu den

wild lebenden sind nicht allein der Tatsache zuzuschreiben, dass sie aufgezogen werden.

Es gibt noch andere Unterschiede zwischen den »ausgesetzten« Tieren und den heimischen Wildtieren. Das rührt daher, dass aus ökonomischen Gründen, oder aus Ahnungslosigkeit und Ignoranz, oftmals Tiere zur Auswilderung genommen werden, die aus geographisch unterschiedlichen Rassen stammen.

Im kontinentalen und im insularen Italien z.B. sind die beiden verschiedenen lokalen Rassen des Feldhasen, *Lepus capensis meridiei* und *Lepus capensis corsicanus,* beinahe verschwunden, weil sie sich mit ausgewilderten Hasen vermischt haben, die aus Mittel- und Osteuropa, Spanien und manchmal gar aus Argentinien stammen, wohin sie zuvor aus Europa eingeschleppt wurden (34). Die für Mittel- und Süditalien typische Wildschweinart (*Sus scrofa majori)* wurde möglicherweise unwiederbringlich mit der mitteleuropäischen Wildschweinart vermischt, die man zur Auswilderung genommen hat (34). Ja, man hat sogar Wiedereinbürgerungen mit Kreuzungen zwischen Wild- und Hausschweinen gemacht, um die Fruchtbarkeit und Größe der wild lebenden Schweine zu erhöhen, was zu großen Schäden für die Landwirtschaft geführt hat (461).

Im Fall des Rebhuhns haben die Besatzmaßnahmen in Italien die heimische Unterart an den Rand des Aussterbens gebracht. Um dem fortschreitenden Rückgang der Bestände dieser Art in Italien zu begegnen, hat man sie nicht etwa für einige Jahre unter Schutz gestellt, sondern man hat Exemplare der ost- und nordeuropäischen Art ausgewildert. Diese haben sich mit der lokalen italienischen Art *(Perdix perdix italica)* vermischt. Und da man mit dieser Praxis fortfuhr, verschwand die einheimische Art schließlich vollständig; an ihre Stelle trat die ausgewilderte Unterart, die sich aber als den klimatischen Bedingungen unangepasst erwies (459).

Das Ergebnis ist, dass es heute in Italien keine Rebhuhnbestände mehr gibt, die sich fortpflanzen könnten. Das gilt sowohl für die ausgewilderte Art als auch für die einheimische, wenn man von ganz wenigen Gegenden mit einer Gesamtpopulation von vielleicht 16000 Exemplaren absieht. Drei Viertel davon befinden sich in der Bonifica

von Mezzano in der Provinz Ferrara (178). Die italienische Unterart des Rebhuhns muss als ausgestorben gelten (486).

Die Auswilderungen von Tieren aus anderen Ländern können zur Verbreitung von Krankheiten und Parasiten führen, die es bisher in dem Land, in dem die Auswilderungen vorgenommen wurden, kaum oder gar nicht gab. Die Tularemie tauchte in Italien zum ersten Mal 1931 nach der Aussetzung von aus Ungarn eingeführten Feldhasen auf. Es gibt auch zahlreiche Fälle der Übertragung dieser Krankheit auf den Menschen. Beim Menschen wurde diese Krankheit 1947 in Belgien und Frankreich beobachtet, ihre Ursache ist der Umgang mit Kadavern importierter Feldhasen (253).

Auch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten sind Auswilderungen wenig sinnvoll. Selbst bei leicht in Gefangenschaft aufzuziehenden Tierarten ist der Preis pro Exemplar mindestens doppelt so hoch wie für ein Tier, das in der freien Wildbahn geboren wurde und aufgewachsen ist, Ernteschäden und zusätzliches Futter für die Wildtiere in der Winterzeit eingerechnet (669).

Abschließend ist festzuhalten, dass Besatzmaßnahmen, auf denen die Jagd in vielen Ländern zu großen Teilen beruht, schwere genetische und gesundheitliche Schädigungen mit sich bringen und eine Geldverschwendung sind. Darüber hinaus sind sie einfach widersinnig, wenn man die äußerst geringe Jagdquote und die sehr geringe Chance bedenkt, dass sich diese Tiere fortpflanzen werden. Für diese Kreaturen wäre es besser, wenn sie im Augenblick ihrer Freilassung erlegt werden, aber das würde den Jägern weniger »Spaß am Töten« bereiten.

Die Zusammensetzung der Populationen und die genetische Vielfalt der Arten

Sinkende Bestände, steigende Inzucht

Bei einigen polygynen Tierarten (z. B. Fasan, Hirsch) werden hauptsächlich die männlichen Tiere gejagt, weil man annimmt, das würde die Zahl der Nachkommenschaften nur wenig beeinflussen. In diesen Fällen ergibt sich logischerweise eine Veränderung der zahlenmäßigen Relation zwischen den Geschlechtern, die auch gewollt ist. Aber in manchen Fällen kann die Jagd auch zu Veränderungen der Relationen führen, die nicht beabsichtigt sind. In Illinois erwies sich, dass beim Weißwedelhirsch die männlichen Jungtiere (zwischen 1,5 und 2,5 Jahren) eher der Jagd zum Opfer fallen als ältere männliche oder weibliche Tiere (639). In diesem Fall also ergab sich eine nichtintendierte Veränderung sowohl in der Altersstruktur der Population wie auch im Geschlechterverhältnis. In Polen konzentrieren sich die Jäger, vermutlich wegen der größeren Gehörne, besonders auf Rehböcke, die älter als 3 Jahre sind. Auch das führt zu einer Verzerrung in der Alterspyramide (263). In Japan hat ein großes Programm zur Kontrolle der Vermehrung beim Rotfuchs, den man für die Verbreitung des *Echinococcus multilocularis* verantwortlich macht, zu einer Veränderung im Zahlenverhältnis zwischen den Geschlechtern und zu einer relativen Zunahme der Jungtiere geführt (790).

Nun könnte man denken, diese Veränderungen in der Struktur der Population und im Geschlechterverhältnis seien nicht besonders wichtig. Das ist aber nicht der Fall, denn sie können zu einer Reduktion der genetischen Vielfalt führen und langfristig das Überleben von isolierten Populationen gefährden. Vier Forscher (N. Ryman und C. Reuterwall vom Institut für Genetik an der Stockholmer Universität, Baccus

vom Zoologischen Museum für Wirbeltiere an der Universität Kalifornien und Smith vom Labor für Gewässerökologie in Savannah) haben am Computer die Auswirkungen der verschiedenen Formen der Jagd auf Elch und Hirsch simuliert, deren Intensität - in der Simulation - so geregelt wurde, dass die Population gleich blieb. Die verschiedenen Formen der Jagd auf die weiblichen Exemplare waren: identischer Prozentsatz der erlegten Tiere aus allen Altersgruppen; dasselbe, aber ohne Jagd auf Jungtiere; ausschließliche Jagd auf Jungtiere; Schutz der Jungtiere und Konzentration der Jagd auf die einjährigen weiblichen Exemplare; Konzentration der Jagd auf die weiblichen Exemplare abhängig von der Zahl der Jungtiere in ihrer Begleitung; dasselbe, aber mit erweitertem Schutz für die Jungtiere. Jede dieser verschiedenen Strategien für die Jagd auf weibliche Tiere konnte ihrerseits mit einer anderen Strategie der Jagd auf die männlichen Exemplare kombiniert werden. Daraus ergab sich eine große Zahl möglicher Kombinationen, von denen jede einen anderen Effekt für die Struktur der Population hatte, was seinerseits einen mehr oder weniger drastischen Rückgang der »tatsächlichen« Größe einer Population, d. h. der Zahl der Individuen, die sich tatsächlich reproduzieren, zur Folge hatte. Im ungünstigsten Fall wurde ein Rückgang der fortpflanzungsfähigen weiblichen Tiere auf 21,7 Prozent der Zahl ermittelt, die bei einer nicht durch die Jagd beeinflussten Population festzustellen wäre (649).

Diese Ergebnisse sind von größtem Interesse, auch deshalb, weil zahlreiche Forscher die Aufmerksamkeit auf die Gefahren für Wildtierbestände gelenkt haben, die von einer Reduktion der genetischen Vielfalt wie auch der größeren Inzucht ausgehen, wenn diese unter eine bestimmte Größe sinken (255,257,665). Bereits in einer Winterherde mit 5000 Exemplaren, von denen 2000 tatsächlich fortpflanzungsfähig sind, erhöht sich auf lange Sicht das Risiko schädlicher Gene erheblich (531).

Bei einer bejagten Population von 50 Exemplaren im Winter wird sich, je nach unterschiedlicher Jagdstrategie, nach nur 50 Jahren eine Reduktion der Paare mit allelomorphen Genen auf 72-87 Prozent gegenüber der ursprünglichen Population einstellen. Würde diese Gruppe

dagegen nicht bejagt, dann würden sich die Paare mit allelomorphen Genen nur auf 93 Prozent reduzieren. Eine Population von nur 50 Tieren mag als eine unrealistische Annahme erscheinen, aber man muss sich vergegenwärtigen, dass z. B. bei Hirschen der genetische Austausch zwischen getrennt lebenden Populationen nur sehr gering ist (649).

Wie wir in Kapitel 2 sahen, muss man gemäß der Theorie von der Sigmakurve die Gesamtpopulation reduzieren, um andauernde Jagderträge zu erhalten (den maximalen Ertrag erhält man, wenn die Population jeweils um die Hälfte reduziert wird). Wenn wir zudem von der ungünstigsten Prognose ausgehen, dass bei zugelassener Jagd die effektive Population, d. h. diejenige Population, die sich fortpflanzt, bloß bei 21,7 Prozent der Gesamtpopulaton liegt, dann kommen wir zu dem Ergebnis, dass wir nur etwa 10 Prozent von der Anzahl der Jungtiere haben, die es sonst ohne Jagd gäbe. Es ist natürlich so, dass die effektive Population auch ohne Jagd nicht mit der Gesamtpopulation zusammenfällt. Aber die Differenz wäre bei weitem nicht so groß.

Auch die vier Tierforscher, die unter dem Pseudonym John Macnab publizieren und von denen in Kapitel 2 die Rede war, betonen die Gefahren einer Reduktion der genetischen Vielfalt durch die Jagd. Dies gilt besonders für isoliert lebende, kleinere Populationen wie z. B. die Schneeziege oder das Bighornschaf. Und sie machen darauf aufmerksam, dass dieser Effekt genauso eintreten kann, wenn man, wie es bei Huftieren üblich ist, nur einen größeren Prozentsatz von männlichen Tieren erlegt. Denn auch das reduziert die Zahl der sich tatsächlich fortpflanzenden Population (470).

vom Zoologischen Museum für Wirbeltiere an der Universität Kalifornien und Smith vom Labor für Gewässerökologie in Savannah) haben am Computer die Auswirkungen der verschiedenen Formen der Jagd auf Elch und Hirsch simuliert, deren Intensität - in der Simulation - so geregelt wurde, dass die Population gleich blieb. Die verschiedenen Formen der Jagd auf die weiblichen Exemplare waren: identischer Prozentsatz der erlegten Tiere aus allen Altersgruppen; dasselbe, aber ohne Jagd auf Jungtiere; ausschließliche Jagd auf Jungtiere; Schutz der Jungtiere und Konzentration der Jagd auf die einjährigen weiblichen Exemplare; Konzentration der Jagd auf die weiblichen Exemplare abhängig von der Zahl der Jungtiere in ihrer Begleitung; dasselbe, aber mit erweitertem Schutz für die Jungtiere. Jede dieser verschiedenen Strategien für die Jagd auf weibliche Tiere konnte ihrerseits mit einer anderen Strategie der Jagd auf die männlichen Exemplare kombiniert werden. Daraus ergab sich eine große Zahl möglicher Kombinationen, von denen jede einen anderen Effekt für die Struktur der Population hatte, was seinerseits einen mehr oder weniger drastischen Rückgang der »tatsächlichen« Größe einer Population, d. h. der Zahl der Individuen, die sich tatsächlich reproduzieren, zur Folge hatte. Im ungünstigsten Fall wurde ein Rückgang der fortpflanzungsfähigen weiblichen Tiere auf 21,7 Prozent der Zahl ermittelt, die bei einer nicht durch die Jagd beeinflussten Population festzustellen wäre (649).

Diese Ergebnisse sind von größtem Interesse, auch deshalb, weil zahlreiche Forscher die Aufmerksamkeit auf die Gefahren für Wildtierbestände gelenkt haben, die von einer Reduktion der genetischen Vielfalt wie auch der größeren Inzucht ausgehen, wenn diese unter eine bestimmte Größe sinken (255,257,665). Bereits in einer Winterherde mit 5000 Exemplaren, von denen 2000 tatsächlich fortpflanzungsfähig sind, erhöht sich auf lange Sicht das Risiko schädlicher Gene erheblich (531).

Bei einer bejagten Population von 50 Exemplaren im Winter wird sich, je nach unterschiedlicher Jagdstrategie, nach nur 50 Jahren eine Reduktion der Paare mit allelomorphen Genen auf 72-87 Prozent gegenüber der ursprünglichen Population einstellen. Würde diese Gruppe

dagegen nicht bejagt, dann würden sich die Paare mit allelomorphen Genen nur auf 93 Prozent reduzieren. Eine Population von nur 50 Tieren mag als eine unrealistische Annahme erscheinen, aber man muss sich vergegenwärtigen, dass z. B. bei Hirschen der genetische Austausch zwischen getrennt lebenden Populationen nur sehr gering ist (649).

Wie wir in Kapitel 2 sahen, muss man gemäß der Theorie von der Sigmakurve die Gesamtpopulation reduzieren, um andauernde Jagderträge zu erhalten (den maximalen Ertrag erhält man, wenn die Population jeweils um die Hälfte reduziert wird). Wenn wir zudem von der ungünstigsten Prognose ausgehen, dass bei zugelassener Jagd die effektive Population, d. h. diejenige Population, die sich fortpflanzt, bloß bei 21,7 Prozent der Gesamtpopulaton liegt, dann kommen wir zu dem Ergebnis, dass wir nur etwa 10 Prozent von der Anzahl der Jungtiere haben, die es sonst ohne Jagd gäbe. Es ist natürlich so, dass die effektive Population auch ohne Jagd nicht mit der Gesamtpopulation zusammenfällt. Aber die Differenz wäre bei weitem nicht so groß.

Auch die vier Tierforscher, die unter dem Pseudonym John Macnab publizieren und von denen in Kapitel 2 die Rede war, betonen die Gefahren einer Reduktion der genetischen Vielfalt durch die Jagd. Dies gilt besonders für isoliert lebende, kleinere Populationen wie z. B. die Schneeziege oder das Bighornschaf. Und sie machen darauf aufmerksam, dass dieser Effekt genauso eintreten kann, wenn man, wie es bei Huftieren üblich ist, nur einen größeren Prozentsatz von männlichen Tieren erlegt. Denn auch das reduziert die Zahl der sich tatsächlich fortpflanzenden Population (470).

Verletzte Tiere

Jede vierte Ente lebt mit einer Schussverletzung

In den vorhergehenden Kapiteln haben wir die Jagd ausschließlich aus dem Blickwinkel der Ökologie betrachtet. Wir haben uns also mit den Auswirkungen der Jagd auf die Größe und Zusammensetzung der Populationen bei den bejagten Arten beschäftigt, mit ihrer genetischen Reinheit und mit den Einflüssen auf die Umwelt. In diesem Kapitel nun werden wir einen anderen Aspekt untersuchen: die jagdbedingten Leiden der Tiere.

Dass auch nichtmenschliche Lebewesen leiden können, wird niemand in Abrede stellen wollen (175). Auch im Tierschutzgesetz wird darauf abgestellt, dass den Tieren, die dem Verzehr durch den Menschen dienen, unnötige Leiden zu ersparen sind. Es werden bestimmte Techniken des Schlachtens vorgeschrieben (auch wenn das nicht immer in vollem Umfang wirksam ist), die darauf abzielen, bei den betreffenden Tieren schnellstmöglich den Tod herbeizuführen. Räumen wir einmal kontrafaktisch ein, die Jagd wäre aus ökologischer Sicht akzeptabel, dann müssten immer noch Techniken angewendet werden, die möglichst schnell zum Tod der Tiere führen. Das jedoch ist äußerst schwierig, denn das Wildtier ist in der Regel weit vom Jäger entfernt, er kann ihm keinen Schussapparat an den Kopf setzen oder Elektroden an ihm anbringen, die schnell zum Tod führen. Ganz im Gegenteil, unzählige Tiere werden von den Schrotgarben zwar getroffen, sterben aber nicht gleich, weil keine lebenswichtigen Organe von den Schroten getroffen wurden. Diese Tiere sterben Stunden oder gar Tage später an ihren Verletzungen und Wunden oder verhungern, weil sie keine Nahrung mehr suchen können.

Immer wieder wurden bei Untersuchungen von Wildvögeln Schrote

im Gewebe festgestellt. Solche Bleikugeln im Gewebe habe nichts mit der Nahrungsaufnahme zu tun, d. h. nichts mit den Schrotkugeln, die man im Verdauungstrakt insbesondere bei Wasservögeln findet (wovon in Kapitel 17 die Rede war). Es handelt sich vielmehr um Schussverletzungen, d.h. um verfehlte Schüsse, die zum Teil, aber keine lebenswichtigen Organe getroffen haben. In Kapitel 18 haben wir erwähnt, dass man auch bei geschützten Tierarten Schrotkugeln im Gewebe gefunden hat: ein unwiderleglicher Beweis, dass auf sie Jagd gemacht worden war, ob aus Disziplinlosigkeit oder aus Ahnungslosigkeit, ist unerheblich. Hier nun wollen wir uns mit Schrotkugeln im Gewebe von Tieren befassen, die bejagt werden dürfen. In *Tabelle 57* werden die Anteile (in Prozent) angegeben, in denen durch Röntgenanalyse bei verschiedenen Tierarten Schrote im Gewebe nachgewiesen wurden. *Tabelle 57* zeigt also, in welchem Umfang Tiere bei der Jagd lediglich verletzt und nicht direkt getötet werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass viele durch die Jagd verletzte Vögel, die sich am Ende erholt haben, anhand der durch Röntgenuntersuchungen nachgewiesenen Schrotkugeln gar nicht identifiziert werden können: Wenn sie z. B. glatte Durchschüsse erlitten hatten, dann blieb keine Schrot zurück, den man im Röntgenbild hätte erkennen können. In Michigan wurde beobachtet, dass 10 Prozent der von Jägern erlegten Enten bei Röntgenuntersuchungen keine Spur von Schrotkugeln aufwiesen, eben weil die Kugeln den Körper glatt durchschlagen hatten (777).

Die Röntgenuntersuchung weist aber auch verheilte Verletzungen nach, z.B. ehemals gebrochene Flügelknochen, die später wieder zusammengewachsen sind. Damit können die Vögel erfasst werden, denen ein Flügel durch einen Schuss mehr oder weniger schwer verletzt wurde, die sich aber erholen und wieder fliegen konnten. 2 Prozent der Enten unterschiedlichster Arten, die in Michigan von Fallenstellern gefangen wurden, wiesen abgeheilte Knochenfrakturen an den Flügeln auf (777). Gleiches wurde auch bei 6 Prozent der präparierten Enten, Gänse und Schwäne eines Museums in Kansas beobachtet (724). Die Forscher Whitlock und Miller vom staatlichen Umweltamt in Michigan gehen davon aus, dass 25 Prozent der Stock- und Rotfußenten im Laufe ihres Lebens eine Schussverletzung davontragen (777).

Der Anteil der jagdbedingt verletzten Tiere ist also bei weitem höher als die Zahl der verletzten Tiere, bei denen sich durch Röntgenuntersuchungen Schrote im Gewebe nachweisen lassen. Der überwiegende Teil der verletzten Tiere stirbt. Der Teil, bei denen später verheilte Verletzungen nachgewiesen werden können, ist wesentlich kleiner. Nach

Tabelle 57. **Vorkommen von Schrot im Gewebe verschiedener Vogelarten (Nachweis durch Röntgenuntersuchungen)**

Art	Staat/Land	Alter	Herkunft	Anteil der Tiere m. Schrot im Gewebe (in %)	bibliogr. Verweis
Ringelgans	New Jersey		tot aufgefunden	16	(392)
Ringelgans	England			20	(571)
Kanadagans	England	jung		22	(204)
Kanadagans		erwachsen		45-65	(295)
Kanadagans		jung		37	(295)
Kurzschnabelgans	England	jung		3-5	(204)
Graugans	England	erwachsen		37-44	(204)
Graugans	England	jung		3-5	(204)
Saatgans	Schweden	erwachsen		62,1	(378)
Saatgans	Schweden	jung		28	(378)
Schneegans	Kanada			28	(25)
Stockente	USA		Falle	0,2	(52)
Stockente	USA			28	(203)
Stockente	Niederlande			13,8	(203)
Stockente	Frankreich			17,7	(334)
Augenbrauenente	Victoria		Falle	13,7	(537)
Kaslanienente	Victoria		Falle	6,2	(537)
Weißkehlente	Victoria		Falle	9	(537)
Riesentafelente	Nord-Dakota, Illinois, Maryland	nicht ausgewachen	Falle	17	(588)
Eisente	USA		Winterstandort	0,7	(592)
Kleine Bergente	Michigan		Falle	10	(777)
Tasmanmoorente	Victoria		Falle	11,1	(537)
Halsbandkasarka	Victoria		Falle	19	(537)
Mähnengans	Victoria		Falle	13,6	(537)
Enten (mehrere Arten)	Michigan		Falle	23-30	(777)
Blesshuhn	Victoria		Falle	1,5	(537)
Papuateichhuhn	Victoria		Falle	0,6	(537)

F. C. Bellrose beträgt der Anteil der Enten, die nach Schussverletzungen wieder gesunden, höchsten 20 Prozent.

Verschiedene Autoren haben versucht, durch Beobachtung der Jäger zu Schätzwerten über die Zahl der jagdbedingt verletzten Vögel zu gelangen. Außerdem haben sie die abgeschossenen, aber nicht eingesammelten Vögel gezählt und ins Verhältnis zur tatsächlichen Jagdausbeute gesetzt. Die entsprechenden Zahlen finden sich in *Tabelle 58.*

Aus *Tabelle 58* ergibt sich, dass die Zahl der jagdbedingt verletzten Vögel sehr hoch sein muss. In einigen Fällen (z.B. bei Ringelgans und Truthahn) liegt sie sogar über der Zahl der tatsächlich erlegten Tiere. Legen wir nun eine vorsichtig geschätzte Zahl von 20 Prozent zugrunde und ziehen wir ferner in Betracht, dass die Jäger in Italien, wie wir in Kapitel 10 sahen, Jahr für Jahr 175 Millionen Tiere erlegen, dann folgt daraus, dass es jährlich 35 Millionen jagdbedingt verletzte Tiere gibt. In den USA wird allein für die Stockente die Zahl der jagdbedingt verletzten Tiere auf 1 Million geschätzt (478).

Tabelle 58. **Anteil der erlegten und nicht aufgefundenen Vögel im Verhältnis zu den erlegten und aufgefundenen Vögeln**

Art	Ort	Prozentsatz der erlegten und nicht gefundenen Vögel bezügl. der erlegten u. gefundenen Vögel	Bemerkungen	bibliogr. Verweis
Ringelgans	Nordamerika	200		(39)
Enten	Quebec	14	Schätzungen von Jägern; wahrscheinlich zu niedrig	(622)
Enten	Missouri	21	mit Schrot	(350)
Enten	Missouri	22-25	mit Schrot	(350)
Enten	Colorado	9-23		(341)
Enten		29-30		(430)
Stockente	USA	25		(20)
Truthahn	Virginia	400		(337)
Schopfwachtel	Kalifornien	36,5		(652)
Kanadaschnepfe	Georgia	20		(616)
Ringeltaube	Frankreich	82		(566)
Carolinataube	Südkarolina	27-41		(303)

Fallen, Netze und Leim

Weiche Pelze und Stahlfedern

Man weiß nichts Genaues über die Fallenstellerei auf Pelztiere in Nordamerika: weder die Zahl der Pelzjäger noch die der Felle, auch nicht den Anteil der Fallenstellerei am Bruttosozialprodukt in Kanada und in den Vereinigten Staaten; und schon gar nichts weiß man, wie sehr man es auch versuchen mag, über die Stunden und Tage von Leiden und Stress, die man dem lebendigen Rohmaterial von Hüten, Jacken und Mänteln zufügt, wie sie von Menschen gewünscht werden, die ihren Erfolg an der Stückzahl ihrer Pelzgarderobe messen.

John G. Mitchell (503)

Fallen als Mittel der Jagd auf Säugetiere sind noch heute in Kanada und den USA weit verbreitet, aber auch in vielen Ländern Mittel- und Nordeuropas. Sie werden vor allem bei der Jagd auf Pelztiere eingesetzt. Allein in den USA wurden in der Saison 1977-78 gezählte 18784 261 Pelztiere mithilfe von Fallen gefangen (354).

Die älteste Falle ist die mit einer Feder und zwei zuschnappenden Backen (*Abbildung 10);* wo sie nicht verboten wurde, wird sie heute noch verwendet. Das Tier, durch einen Köder angelockt, löst eine Feder aus (in manchen Modellen sind es auch zwei), die die beiden Backen zuschlagen lässt. Meistens bleibt das Tier mit einer Pfote in der Falle. Von dieser Falle gibt es verschiedene Typen, die sich hauptsächlich der Größe nach unterscheiden und damit an die verschiedensten Tiere angepasst sind. Es gibt Unterschiede in der Form der Zahnung, Fallen mit ausgekleideten Backen und unterschiedlicher Zahl oder Art der Federn usw. In der Regel wird das in die Falle gegangene Tier nicht sofort getötet, es erleidet vielmehr leichte bis schwere Verletzungen, meist Knochenbrüche. Nicht selten bleibt es Stunden

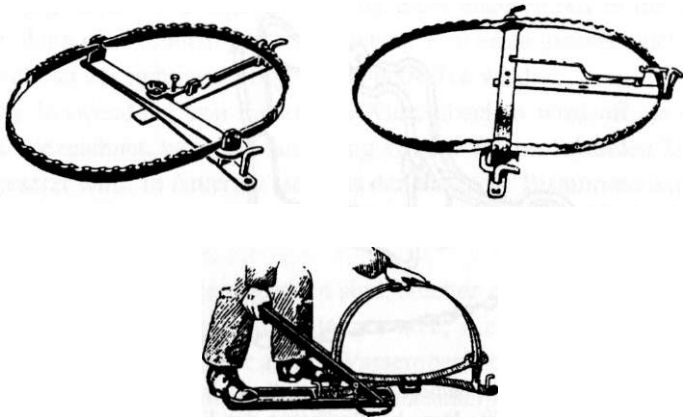


Abbildung 10. **Oben: zwei Fallen mit Sprungbackenmechanismus; unten: Mechanismus, um die Federn zu öffnen (aus einem Katalog).**

oder Tage gefangen, jedenfalls so lange, bis der Fallensteller seine Fallen kontrollieren kommt. In der Zwischenzeit kann es sich nicht vor Hitze oder Kälte schützen, auch nicht vor Raubtieren. Einigen gefangenen Tieren gelingt es, sich zu befreien, aber oft bleibt ein Teil der Pfote in der Falle. Manchmal beißen die Tiere sich selbst die festsitzende Pfote ab, um freizukommen. Etwa die Hälfte der in solche Fallen geratenen Tiere verliert dabei eine Pfote (503).

41 Prozent der Hermeline, die in Neuseeland in Fallen gefangen wurden, weisen schwere, äußerlich sichtbare Verletzungen auf; 32 Prozent waren noch am Leben, als die Fallensteller ihre Fallen kontrollierten (390). Bürgerbewegungen in Kanada, den USA und Europa haben dazu beigetragen, dass solche Fallen, die das Tier nicht auf der Stelle töten, verboten wurden. Es wurden neue Fallen entwickelt, von denen einige so konstruiert sind, dass sie das Tier möglichst schnell töten; andere hingegen sollen so funktionieren, dass das Tier am Leben bleibt und nicht verletzt wird, damit es dann der Fallensteller, wenn er seine Fallen kontrolliert, gezielt töten kann. Die Fallen, die auf der Stelle töten - oder es zumindest sollten -, werden gelegentlich als »Humanfallen« bezeichnet, womit gemeint ist, dass sie auf »humane« Weise töten. Einige dieser Fallen sind einfache Weiterentwicklungen der

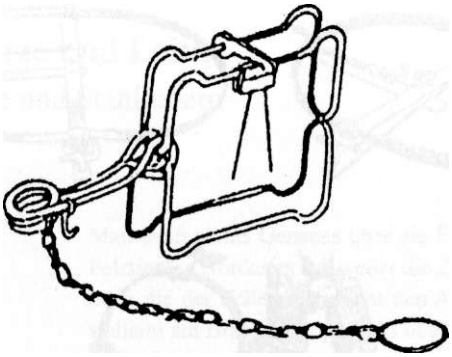


Abbildung 11. **Fallentyp »Conibear«. Die Kette dient zur Verankerung der Falle. Die beiden Fühler in der Mitte lösen bei Berührung den Federmechanismus aus (aus einem Katalog).**

Klemmbackenfalle, andere sind vollkommen neu entwickelt. Ziemlich bekannt von letzteren ist die »Conibear«, so benannt nach einem Fallensteller aus British Columbia, der sie entwickelt hat *(Abbildung 11).* Bei der Conibear sind die Kraft der Federn und die Form der Backen so ausgelegt, dass sie das Tier nicht nur festhalten, sondern auch sofort töten sollen. Das geschieht jedoch nicht immer. Um einen Waschbären, einen Nerz, eine Bisamratte oder einen Kanadischen Biber durch einen Schlag auf den Hals zu töten, braucht es eine kinetische Energie von respektive 575, 430, 58-63 und 805 kg/cm. Bei einem Schlag auf den Körper liegen die entsprechenden Werte bei 1150, 520, 155 und 780 kg/cm. Die kinetische Energie, die die entsprechenden handelsüblichen Conibear-Fallen entwickeln können, liegen dagegen bei nur 220,120,120 und 330 kg/cm (278).

Eine andere Falle, die mehr oder weniger schnell tötet, hat man ironischerweise »Vital« genannt *(Abbildung 12).* Sie tötet z.B. einen Nerz, indem sie ihm den Schädel zertrümmert. Nach weniger als zwei Minuten ist kein Kornealreflex mehr feststellbar (279).

Ein Problem bei allen Fallen, die augenblicklich zum Tod führen sollen, liegt darin, dass sie nicht selektiv sind. Es gibt sie in verschiedenen Größen, die so ausgelegt sind, dass sie Tiere unterschiedlicher Arten auf der Stelle töten. Wenn aber statt der Tierart, auf welche die

Falle eigentlich ausgelegt ist, ein Tier einer anderen Art in die Falle geht, dann wird es nicht getötet, entweder weil es zu groß ist oder weil es nicht an der richtigen Körperstelle getroffen wird.

Die Verwendung von Fallen mit Klemmbacken wird oft als »human« bezeichnet, wenn sie zum Fang von im Wasser lebenden Tieren eingesetzt wird. In Amerika sind das der Nerz, die Bisamratte und der Kanadische Biber. Für diese Tiere werden die Fallen an der Wasseroberfläche eingerichtet.

Wenn sie in die Falle gegangen sind, tauchen oder stürzen die Tiere ins Wasser und ziehen die Falle mit sich, die mit ihrem Gewicht verhindert, dass sie wieder an die Wasseroberfläche gelangen können, um zu atmen. Nach einem »kurzen« Todeskampf verenden die Tiere. Manchmal werden die Fallen auch unterhalb der Wasseroberfläche aufgestellt. Die Tiere der drei genannten Arten verenden im Durch-

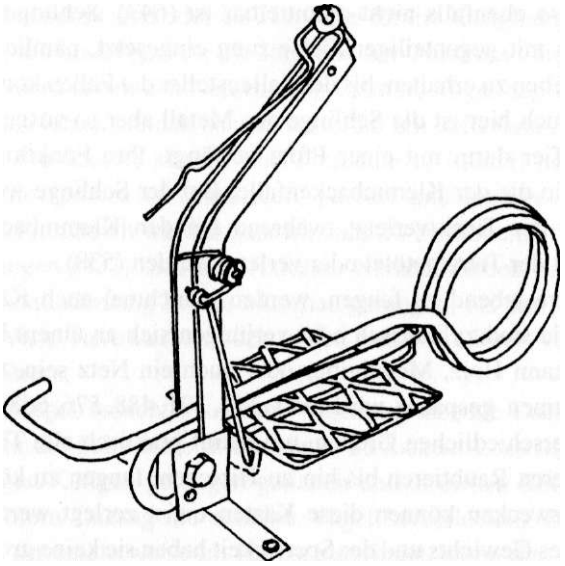


Abbildung 12. **Fallentyp »Vital«, speziell für den Amerikanischen Nerz (nach Fr. Gilbert) (279).**

schnitt nach 2:03, 3:34 bzw. 8:11 Minuten; und nach 4:27, 4:03 bzw. 9:11 Minuten war keinerlei Hirnstromtätigkeit mehr feststellbar (280).

Das kanadische Bundesbüro für humane Fallenstellerei erachtet eine Falle für akzeptabel, die binnen 3 Minuten zum Verlust des Bewusstseins führt, was bei den hier angeführten Tierarten für den Nerz zutrifft, nicht aber für die Bisamratte und den Biber (280). Unverständlich bleibt uns, warum ein schrecklicher Tod akzeptabel sein soll, wenn er 3 Minuten dauert, und erst dann inakzeptabel sein soll, wenn er 4 Minuten dauert.

Um Tiere auf »humane« Weise umzubringen, wurde auch eine metallene Schlinge verwendet, die sich um den Hals des Tieres legt und es erwürgt. Laboruntersuchungen, die eigentlich kaum Rückschlüsse auf die wirklichen Bedingungen in der Natur zulassen, haben aber gezeigt, dass der Tod erst nach Sekunden oder sogar erst Minuten eintritt, also ebenfalls nicht unmittelbar ist (643). Schlingen werden denn auch mit gegenteiliger Zielsetzung eingesetzt, nämlich um das Tier am Leben zu erhalten, bis der Fallensteller die Fallen kontrollieren kommt. Auch hier ist die Schlinge aus Metall aber so ausgelegt, dass sich das Tier darin mit einer Pfote verfängt. Ihre Funktion ist also ähnlich wie die der Klemmbackenfalle. Bei der Schlinge werden nur 2 Prozent der Tiere verletzt, während bei den Klemmbackenfallen 52 Prozent der Tiere getötet oder verletzt werden (538).

Um Tiere lebend zu fangen, werden manchmal auch Kästen verwendet. Sie sind zylindrisch oder verjüngen sich an einem Ende; das Material kann Holz, Metallgitter oder auch ein Netz sein, das durch einen Rahmen gespannt wird (141,142,391,488,576,668). Es gibt sie in unterschiedlichen Größen, um damit praktisch alle Tiergrößen, von kleineren Raubtieren bis hin zu Hirschen, fangen zu können. Zu Transportzwecken können diese Kästen meist zerlegt werden. Aber wegen ihres Gewichts und der Sperrigkeit haben sie keine größere Verbreitung gefunden. Fraglich bleibt allerdings, was für ein Tier denn besser sei: unverletzt und am Leben in einer Falle zu sitzen oder möglichst schnell und ohne langes Leiden getötet zu werden. Wie schreibt doch John G. Mitchell:

»An Ihrer Stelle Frau Luchs würde ich, stünde mir die Wahl offen, das vorziehen, was Ihnen widerfahren ist mit der Drahtschlinge um den Hals …, erstickt und gestorben nach fünf oder auch nach fünfzehn Minuten. Besser als mit einer Pfote in einer Falle gefangen zu sein und Stunden um Stunden oder auch Tage, in denen die Sonne auf- und wieder untergeht, zu warten auf den tödlichen Schlag gegen den Kopf und den Fußtritt gegen den Körper« (503).

Fallen werden, wie wir sahen, meistens zum Fang von Säugetieren eingesetzt. Es gibt aber auch Fallen für Vögel, die *matoles,* wie sie in Südfrankreich üblich sind. Nach einer Zählung aus dem Jahr 1979 sollen es 171500 sein, die zum Fang der Gartenammer (des stark gefährdeten Ortolan, *Emberitza hortulaw,* A.d.R.) und anderer Kleinvogelarten eingesetzt werden. Hauptsächlich aber werden in Spanien, Süd- und Westfrankreich, in Italien und in Belgien Netze zum Vogelfang verwendet, unabhängig davon, ob die gefangenen Vögel zum Verzehr bestimmt sind oder als Ziervögel für die Käfighaltung oder ob sie später als Lockvögel für die Jagd aus dem Hinterhalt dienen sollen. In Friaul wird neben den Netzen auch Leim im Vogelfang verwendet.

Bei den Netzen handelt es sich entweder um befestigte Netze *(pantieres* in Frankreich; *roccoli* und *bresciane* in Italien) oder um frei bewegliche (*pantes* in Frankreich, *paretai* und *prodine* in Italien). Allein in Frankreich werden Jahr für Jahr 20 Millionen Vögel in Netzen gefangen (437). Bei den fixierten Netzen bleiben die Vögel so lange, oft stundenlang in den Maschen gefangen, bis der Vogelfänger kommt. Viele Tiere sterben noch in den Netzen an ihren Verletzungen oder an Stress.

In der Regel braucht man zum Vogelfang lebende Lockvögel, um mit diesen die Schwärme in die Netze zu locken. Lockvögel werden in winzigen Käfigen gefangen gehalten und in diesen Käfigen sollen sie mit ihrem Gesang die anderen Vögel herbeilocken. Da aber der Vogelfang normalerweise im Herbst stattfindet, wenn die Vögel nicht mehr singen, werden die Lockvögel in ihren Käfigen einer Sonderbehandlung unterzogen: Etwa zwei Monate lang hält man sie in völliger Dunkelheit und erst zur Jagdsaison bringt man sie wieder ans Tageslicht. Dadurch ändert sich die Hormonproduktion in der Hypo-

Der Vogelfang in Italien - und was man dagegen tun kann

Wie funktionieren Roccoli? Man stelle sich einen Kreis mit natürlichem (z.B. bis zu 6 Meter hohe Hainbuchen) Grün vor. Von dem oben überwachsenen Gang hängen die Netze in Richtung Außen. Im Innern des Roccolo befinden sich zugeschnittene Büsche, unter denen sich - meist gut getarnt - die engen Käfige mit den Lockvögeln befinden. Diese locken den Vogelschwarm an, zumal die Vögel annehmen müssen, einen hervorragenden Rastplatz mit paradiesähnlichen Zuständen gefunden zu haben. Hat sich der ahnungslose Schwärm im Roccolo-Innern niedergelassen, lässt der Vogeljäger einen schrillen Greifvogelruf ertönen und wirft so genannte Schreckmittel (Spauracchi), die wie Tennisschläger aussehen, in den Schwärm. Die Tiere flüchten ins vermeintliche rettende Grün - und schon hängen sie im Netz, aus dem es kein Entrinnen mehr gibt.

Warum tun diese Leute so etwas? Sie nennen es »Sport«, »Hobby«, »Tradition«, »Leidenschaft«. Für die besten Vogeljäger stehen Pokale und andere Auszeichnungen bereit. Es gibt sogar Tages-, Wochen-, Monats- Quartals- und Saison-Sieger (und das noch für verschiedene Vogelarten). (…)
Fast allen Fangmethoden ist gemeinsam, dass der Vogeljäger Lockvögel verwendet. Die Ausbildung dieser armen Geschöpfe ist grausam (…). Für einen einzigen Lockvogel wurden schon Preise von über 10 000 DM bezahlt. Eine Lockvogelbatterie besteht aus 40 bis 140 Tieren. TUN-sches Prinzip ist, diese der Natur geraubten Tiere der Natur zurückzugeben. Selbst wenn es mal nicht gelingt, alle Lockvögel zu befreien, ist die Vogelfanganlage trotzdem wertlos geworden: Der Lockvogelgesang ist aufeinander abgestimmt. Mit der sach- und fachkundigen Lockvogelbefreiung ist die Vogel-Großfanganlage lahmgelegt. Die TUN-Expeditionen in die Hauptvogelfanggebiete sind bei den Jägern gefürchtet.
(Tier und Naturschutz, TUN, Ausgabe April/Mai 99)

physe, und die Vögel fangen an zu singen. Natürlicherweise wären die Lockvögel im Herbst in der Mauser, und auch deshalb würden sie eigentlich nicht singen. Um das zu verhindern, wird eine zwangsweise Mauser durchgeführt, indem man den Lockvögeln die Federn ausreißt. Das ist eine sehr schmerzhafte Prozedur für die kleinen Vögel, und mancher gerupfte Lockvogel stirbt noch unter den Händen des Vogelfängers (86,152).

Das Leiden der in den Netzen gefangenen Vögel wie auch der Lockvögel ist nicht das einzige Argument, das gegen den Vogelfang spricht. Netze sind wie die Fallen nicht selektiv, und es gehen immer wieder

auch Exemplare geschützter Vogelarten ins Netz. Eigentlich müssten die Fallensteller und Vogelfänger diese Tiere sofort wieder frei lassen. Und wenn das überhaupt passiert, dann geschieht es erst nach Stunden, und in dieser Zeit sind viele Tiere an ihren Verletzungen oder an Stress verendet.

Giftige und radioaktive Belastungen

Kontaminiertes Wild

Die Jagd kann aber auch für die Gesundheit der Menschen zum Problem werden, dann nämlich, wenn das Wildbret, das für den Verzehr bestimmt ist, mit giftigen oder radioaktiven Rückständen belastet ist. 1969 wurde in Alberta die Jagd auf Fasan und Rebhuhn wegen der hohen Quecksilberbelastung der Tiere verboten. 1970 wurde die Jagd auf die Schnepfe in New Brunswick sprichwörtlich abgeblasen, denn Untersuchungen hatten bei diesen Vögeln einen DDT-Gehalt von 0,056 Promille ergeben; der tolerierbare Grenzwerts liegt bei 0,007 Promille (117). Sehr wahrscheinlich werden Giftbelastungen des Wilds in vielen Fällen deshalb nicht entdeckt, weil dazu keine Untersuchungen durchgeführt werden.

Die Havarie des Atomreaktors von Tschernobyl 1986 führte zum Austritt von Radioaktivität mit sehr hoher Halbwertzeit und einer spezifischen Affinität zu bestimmtem tierischen Gewebe. Dies bedeutet eine lange Persistenz in der Umwelt und eine mögliche Akkumulation in der Nahrungskette. Zu den Isotopen mit hoher Halbwertzeit, die für die Nahrungskette und die Gewässer von besonderer Bedeutung sind, gehören Cäsium 137 und Strontium 90. Ersteres akkumuliert im Muskelgewebe und in der Leber, letzteres im Knochengewebe. Diese Radionuklide können bei Wasservögeln im Fall von Cäsium 137 in den Muskeln eine 250-fache und im Fall von Strontium 90 in den Knochen eine 500-fache Konzentration dessen aufweisen, was im Wasser nachweisbar ist.

In Frankreich wurde nach der Katastrophe von Tschernobyl bei 4 von insgesamt 22 untersuchten Schnepfen eine höhere Radioaktivität festgestellt als die von der EU als Höchstgrenze festgelegten 600 Becquerel pro Kilo. In Italien wiesen 2 von 19 Schnepfen, die von der ita-

lienischen Vereinigung zur Krebsbekämpfung (Lega italiana per la lotta ai tumori) im November 1986 untersucht worden waren, eine Konzentration von Cäsium 137 auf, die über dem EU-Grenzwert von 12,3 Nanocurie pro Kilo lag

Wildschwein mit 64920 Becquerel belastet

München - Jagdhörner schallten durchs Maximilianeum, und feiner Bratenduft hing in der Luft. Als gestern Mittag die Wildbretwoche im Landtag eröffnet wurde, lief den geladenen Gästen das Wasser im Mund zusammen. (…) Wohl bekomm's. Denn nach einer neuen Studie der Bundesanstalt für Fleischforschung ist Wildbret gerade aus Bayern ein äußerst zweifelhafter Genuss. Bereits im August berichtete die Süddeutsche Zeitung über die Expertise, nun liegen Details daraus vor: Wildbret ist danach keineswegs so »rückstandsfrei«, wie es der Landesjagdverband und sein Präsident weismachen wollen. Insgesamt wurden 3013 Tiere - Rehe, Rotwild und Wildschweine - zumeist aus dem Staatsforst untersucht. Bis zu 64920 Becquerel radioaktives Cäsium 137 pro Kilogramm fanden die Forscher in den Proben. (…) Doch während im Staatsforst mittlerweile eine lückenlose Kontrolle des Wildbrets erfolgt, bleibt es in den Privatrevieren dem einzelnen Jäger überlassen, ob er eine rund 50 Mark teure Untersuchung auf Cäsium 137 vornehmen lässt oder nicht. Bei einem Verkaufspreis von 120 bis 150 Mark pro geschossenem Reh ein nicht gerade geringer Aufwand. Die Forscher gehen deshalb davon aus, dass aus Privatjagden radioaktiv belastetes Fleisch in den Handel gelangte. (…) Es sei davon auszugehen, so das Gutachten, dass auch 1998 zu hoch kontaminiertes Wildbret an die Verbraucher verkauft wurde. Allerdings ist die Situation in Bayern regional höchst unterschiedlich. So warnt auch die Bundesanstalt für Fleischforschung davor, ihre Ergebnisse auf den gesamten Freistaat zu übertragen. (Süddeutsche Zeitung, 24.11.1999)

Störung des ökologischen Gleichgewichts

Je weniger Vögel, je mehr Insekten

Wir haben hier schon wiederholt darauf hingewiesen, dass von den angeblichen »Schädlingen« einige für die Landwirtschaft nützlich sein können, weil sie schädliche Insekten vertilgen, und dass der auf diese Weise erzielte Nutzen höher zu bewerten ist als der Schaden an den Kulturpflanzen. Insbesondere die Vögel nutzen auch der Landwirtschaft, weil sie Insekten vertilgen. Man schätzt, dass es in Italien etwa 55 Millionen insektenfressende Vögel gibt, die im Jahr etwa 275 000 Tonnen Insekten vertilgen (160). Mit Sicherheit wäre die Zahl der Vögel und damit auch die Menge der vernichteten Insekten wesentlich größer, würde nicht ein erheblicher Teil dieser Insektenvertilger wie Singdrossel, Amsel, Star durch die Vogeljagd getötet.

Wir kennen auch noch eine weniger mittelbare Art und Weise, in der die Jagd die Größe nicht bejagter Arten beeinflusst. Es gibt so genannte Pufferarten wie die Bisam- und die Biberratte, für die sich die Jäger genauso interessieren wie die Rotfüchse. Wenn nun diese Pufferarten durch die Jagd stark dezimiert werden, dann muss der Fuchs Jagd auf andere Tiere machen und wird verstärkt die Nester von Hühner- und seltenen Vogelarten ausrauben (354).

Schlussbetrachtungen

Unter den verschiedenen Theorien, auf die sich die so genannte »rationale Jagd« stützt, ist die einzige, die Gültigkeit beanspruchen kann, die Theorie von der sigmaförmigen Kurve. Sie ist in ihrer praktischen Anwendung jedoch nicht ohne große Risiken und sie setzt zudem voraus, dass die Größe der bejagten Population kleiner ist als die tatsächlich vorhandene. Das schränkt auf jeden Fall die Idee des Arterhaltes ein, wenn man davon ausgeht, dass Arterhalt nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ ist. Dass eine bejagte Population im Verhältnis zu einer nicht bejagten dezimiert wird, das belegen die empirischen Daten über die Relationen zwischen bejagter und nicht bejagter Population bei verschiedenen Arten ebenso wie der Vergleich der Bestände innerhalb einer Population zu verschiedenen Zeitpunkten. Die diversen Kompensationstheorien, die besagen, die Jagd verursache keine Reduktion der Bestände, scheinen durch die Wirklichkeit nicht gestützt; bestenfalls muss man diese Theorien als unbewiesen bezeichnen, als reine Spekulation. Ebenso aus der Luft gegriffen scheint die Theorie von der Jagd als Mittel zur Wiederherstellung des natürlichen Gleichgewichts, da sie als Ersatz für die durch den Menschen verdrängten Raubtiere fungiere. Auch die Behauptung, die Jagd sei notwendig, um wirtschaftliche Schäden zu verhindern oder zumindest zu reduzieren, erscheint ganz allgemein nicht begründet, denn der überwiegende Teil der Tierarten, von denen behauptet wird, sie seien schädlich, ist in Wirklichkeit eher nützlich als schädlich; und bei den wenigen Fällen, die dann als so genannte Schädlinge noch übrig bleiben, gibt es durchaus andere, sprich alternative Methoden, die von diesen Tieren verursachten Schäden zu vermeiden oder zu reduzieren, als sie einfach abzuknallen.

Die Jagd ist nur im Fall des »Jagdmanagements« mit einer normalen und sogar zunehmenden Population in Einklang zu bringen; das jedoch führt zu einer von den Jägern nicht erwünschten Reduktion anderer Arten. Selbst wenn es theoretisch richtig wäre, dass die Jagd mit einer korrekten, auch quantitativen Erhaltung der Tierpopulationen und der Ökosysteme im Einklang stehen würde, so wird das in der Praxis in den meisten Fällen eben doch nicht geschehen, weil die dafür notwendigen Bedingungen entweder nicht eingehalten werden oder gar nicht gegeben sind. In vielen Ländern werden die zur Jagd freigegebenen Tierarten nach politisch opportunen oder traditionell geltenden Kriterien festgelegt, jedenfalls nicht nach ökologischen Gesichtspunkten. Für viele bejagte Tierarten gibt es nicht einmal genaue Bestandszahlen, und die Abschussquoten werden einfach nach politischen oder sonstigen Interessen festgesetzt, und nicht entsprechend wissenschaftlicher Untersuchungen und Berechnungen.

In allen Ländern sind erschreckend viele Jäger nicht in der Lage, dem Jagdrecht unterliegende Tierarten von geschützten Arten zu unterscheiden. Aber nicht nur wegen ihrer Ignoranz, sondern auch, weil die Jäger sich einfach über gewisse Regeln hinwegsetzen, bleibt der Schutz selbst jener Arten illusorisch, für die wissenschaftliche Untersuchungen zwingend belegen, dass sie auf gar keinen Fall bejagt werden dürfen.

Die Jagd schadet den Tierpopulationen jedoch nicht nur durch die direkten Abschüsse, mit denen die Jäger ihre Strecken legen, sondern auch durch die jagdbedingten Störungen, durch Begleiterscheinungen wie die Bleivergiftungen und die mittel- wie langfristigen Folgen von

Massenprotest gegen Jagd auf Zugvögel

Gegen die Jagd auf Zugvögel in Frankreich haben europäische Umwelt- und Naturschützer mehr als zwei Millionen Unterschriften gesammelt. Es sei die größte Unterschriftenaktion für den Natur- und Artenschutz gewesen, die es bislang in Europa gegeben habe (...). Die Unterschriften sollen heute an Nicole Fontaine, die Präsidentin des Europäischen Parlamentes, übergeben werden. Anlass für die Aktion war eine Änderung des französischen Jagdgesetzes im Sommer 1998, mit der die Jagdzeit für bedrohte Zugvogelarten vom Juli bis in den Februar verlängert wurde, (taz; 1.3.2000)

Halali auf die Umweltministerin

Frankreichs Jäger und ihre Freunde in allen Parteien treiben die grüne Umweltministerin Dominique Voynet in die Enge. Sie wollte mit einem Gesetz die Jagdbestimmungen verschärfen und anderen Naturnutzern zu mehr Rechten verhelfen. (…) Es sieht eine Verkürzung der Jagdperiode auf Zugvögel vor. Es will die in 40 Departements praktizierte nächtliche Jagd beschränken. Es sieht den Mittwoch, an dem die französischen Kinder schulfrei haben, als jagdfreien Wochentag vor. Es gestattet Grundbesitzern erstmals, die Jagd auf ihrem Privatgelände zu verbieten. Und es schlägt eine Demokratisierung der mächtigen Jagdverbände in der französischen Provinz vor.
Zigtausende von Jägern sind in den vergangenen Monaten dagegen auf die Straße gegangen. Mit Jagdgewehren bewaffnete Männer tauchten auf, wenn Dominique Voynet im Land unterwegs war. Ein Jäger ohrfeigte sie auf offener Straße in ihrer Heimatstadt Döle. Andere beschimpften sie auf Transparenten als »Schlampe« und »Drogensüchtige«. (…) Parlamentarier aller Parteien und Wahlkreise fürchten um ihre Basis. Nicht nur weil die eine Hälfte der französischen Jäger rechts und die andere links wählt. Sondern vor allem, weil ihnen allen das Gewehr näher sitzt als die politische Überzeugung. Das gute Ergebnis der Jägerliste »Chasse, Peche et Nature« bei den letzten Europawahlen, bei denen die populistische Organisation 1,2 Millionen Stimmen bekam, sitzt den Parlamentariern im Nacken. Von den anderen »Nutzern der Natur« spricht allein Dominique Voynet. Dabei ist es nur ein Drittel der Franzosen, das zum Halali in den französischen Wäldern und an den Küsten bläst, alljährlich tausenden von Zugvögeln den Garaus und Herbstspaziergänge zu selbstmörderischen Abenteuern macht, (taz, 31.3.2000)

Auswilderungen im Zuge von der Jagd dienenden Besatzmaßnahmen. In einigen Fällen führen solche Eingriffe zu Veränderungen der Zusammensetzung und zur Reduktion der genetischen Vielfalt bei den bejagten Arten. Nicht zuletzt fügt die Jagd den angeschossenen, verletzten und nicht mehr aufgespürten Tieren wie auch den mit Fallen, Schlingen, Netzen und Leim gefangenen Tieren grausame Qualen zu - und keines dieser von Menschen Tieren zugefügten Leiden ist unvermeidlich.

In der enormen Menge wissenschaftlicher Literatur, auf die ich mich hier stütze, habe ich nur ein Beispiel gefunden, in dem die Jagd anscheinend einen ökologischen Zweck hatte: Es ist der von G. R. Potts zitierte Fall einiger Landwirtschaftsbetriebe im Besitz der »Game Conservancy«, wo die Hecken nur halb so viel reduziert wurden wie

im britischen Durchschnitt (608). Aber gegen diesen einzelnen Fall und andere möglicherweise ähnliche stehen die zahllosen Beispiele für die Schäden durch die Jagd, die in diesem Buch angeführt werden. Und schließlich könnten die Politiker mit einem kleinen Bisschen guten Willens die Hecken per Gesetz unter Schutz stellen, ohne dass man dafür Wildtiere töten müsste.

EU-Gesetz zu Heckengrößen löst Proteststurm aus

Nach Vorgaben der Europäischen Kommission soll der Abstand zwischen dem Mittelpunkt einer Hecke und der Ackergrenze künftig europaweit weniger als zwei Meter breit sein. Bei Nichteinhaltung droht eine Kürzung von Subventionen. Das »Zwei-Meter-Gesetz«, das am 15. Mai verabschiedet werden soll, hat bei englischen Naturschutzverbänden einen Sturm der Entrüstung ausgelöst. Denn sie befürchten, dass das Zurückschneiden der Hecken großen Schaden unter den Wildtieren anrichtet.

Unter Leitung des Wildlife and Countryside Link (WCL) haben 16 Landwirtschafts- und Naturschutzorganisationen in einem Scheiben gegen das Gesetz protestiert. »Es macht keinen Sinn, Bauern für die Heckengröße zu bestrafen«, so der Mitautor Rob Macklin. »Naturobjekte wie Hecken sollten vielmehr sogar im Subventionssystem der EU befürwortet werden«.

Hecken sind wichtige Landschaftselemente und Lebensräume für eine Reihe von Säugetieren, Vögeln, Insekten und Pflanzen. Auch dienen die Hecken als Windschutz und vermindern dabei die Bodenerosion. In England sind Hecken besonders stark verbreitet. Das neue Gesetz, so die Befürchtung, könnte Bauern dazu zwingen, auch die Ackerrandstreifen umzupflügen, die eine Schutz- und Pufferfunktion um konventionell gespritzte Felder einnehmen. Ironischerweise gibt es - für deutsche Bauern jedenfalls - Förderungsgelder für die Ausweitung dieser Ackerrandstreifen, (bild der Wissenschaft online, Ökologie 20.3.2000)

A n h a n g

Liste der im Text erwähnten sowie der in Italien und den EU-Ländern bejagten Vogel- und Säugetierarten, geordnet nach zoologischer Bestimmung

Für die *VÖGEL* wurden die systematische Ordnung und die wissenschaftlichen Namen der Ordnungen, Unterordnungen, Familien, Unterfamilien, Stämme, Gruppen, Arten und Unterarten der Arbeit von R. Howard und A. Moore entnommen (347). Für die *SÄUGETIERE* wurden die systematische Ordnung und die wissenschaftlichen Namen der Ordnungen, Familien, Gruppen und Arten der Arbeit von J. H. Honacki, K. E. Kinman und J.W. Koeppl (340) entnommen.

Die verwendeten Symbole haben folgende Bedeutung:

+ **Art oder Unterart, die ganzjährig oder zeitweilig in Italien vorkommt (591) (Vögel), regulär oder auch durch Einfuhr (157) (Säugetiere)**

1 **jagdbare Art nach EG-Richtlinie 79/409**

2 **jagdbare Art (gemäß Richtlinie 79/409 und nachfolgender Modifikationen) in einigen EU-Ländern, einschließlich Italien**

3 **jagdbare Art (gemäß Richtlinie 79/409 und nachfolgender Modifikationen) in einigen EU-Ländern, ausschließlich Italien**

i **dem italienischen Jagdrecht unterliegende Art**

T **Art, die in der Autonomen Provinz Trient in der Jagdsaison 1989/90 in Gegensatz zum italienische Gesetz gejagt wurde**

S **Art oder Gruppe, die in der Autonomen Region Sardinien in der Jagdsaison 1989-90 im Gegensatz zum italienischen Gesetz gejagt wurden**

E **ausgerottete Unterarten**

	wissenschaftlicher Name	deutscher Name

VÖGEL

	Ordnung PODICIPEDIFORMES	
	Familie Podicipedidae	
+	*Podiceps cristatus*	**Haubentaucher**
	Ordnung PELECANIFORMES	
	Familie Phalacroeoracidae	**Kormorane**
+	*Phalacrocorax carbo*	**Kormoran**
	Halietor pygmaeus	**Zwergkormoran**
	Ordnung CICONIIFORMES	
	Familie Ardaidae	**Reiher**
	Unterfamilie Ardeinae	
	Stamm Nycticoracini	
+	*Nycticorax nycticorax*	**Nachtreiher**
	Stamm Ardeini	
	Butorides striatus virescens	**Mangrovenreiher**
+	*Egretta garzetta*	**Seidenreiher**
+	*Ardea cinerea*	**Graureiher**
	Familie Ciconiidae	
	Stamm Ciconiini	
+	*Ciconia ciconia*	**Storch**
	Ordnung ANSERIFORMES	
S	**Familie Ariatidae**	**Schwäne, Gänse, Enten**
	Unterfamilie Anserinae	
	Stamm Anserini	**Schwäne, Gänse**
3	*Cygnus olor*	**Höckerschwan**
	Cygnus cygnus	**Singschwan**
	Cygnus cygnus buccinator	**Trompeterschwan**
	Cygnus columbianus	**Zwergschwan**
	Cygnus columbianus columbianus	
	Cygnus columbianus bewickii	
+ 1	*Anser fabalis fabalis*	**Saatgans**
3	*Anser fabalis brachyrhynchus*	**Kurzschnabelgans**
+ 3	*Anser albifrons*	**Blessgans**
+ 1	*Anser anser*	**Graugans**
	Anser caerulescens	**Schneegans**

	wissenschaftlicher Name	deutscher Name
1	*Branta canadensis*	Kanadagans
	Branta bernicla	Ringelgans
	Unterfamilie Anatinae	
	Stamm Tadornini	
	Tadorna variegata	Paradiesente
	Tadorna tadornoides	Halsbandkasarka
+	*Tadorna tadorna*	Brandente
	Stamm Cairinini	
	Aix sponsa	Brautente
	Chenonetta jubala	Mähnengans
	Stamm Anatini	
+1 i	*Anas penelope*	Pfeifente
	Anas americana	Amerikanische Pfeifente
+1 i	*Anas strepera*	Schnatterente
+1 i	*Anas crecca*	Krickente
	Anas crecca carolinensis	Karolinenente
	Anas gibberifrons	Weißkehlente
	Anas castanea	Kastanienente
+1 i	*Anas platyrhynchos*	Stockente
	Anas platyrhynchos fulvigula	
	Anas rubripes	Dunkelente
	Anas poecilorhyncha	Fleckschnabelente
	Anas poecilorhyncha superciliosa	(Augenbrauenente)
+1 i	*Anas acuta*	Spießente
+1 i	*Anas querquedula*	Knäkente
	Anas discors	Blauflügelente
+1 i	*Anas clypeata*	Löffelente
	Stamm Aythyini	Tauchenten
+3	*Netta rufina*	Kolbenente
	Aythya valisineria	Riesentafelente
+1 i	*Aythya ferina*	Tafelente
	Aythya americana	Rotkopfente
	Aythya collaris	Ringschnabelente
	Aythya australis	Tasmanmoorente
+	*Aythya nyroca*	Moorente
+1 i	*Aythya fuligula*	Reiherente
3	*Aythya marila*	Bergente
	Aythya affinis	Kleine Bergente
	Stamm Mergini	

	wissenschaftlicher Name	*deutscher Name*
3	*Somateria mollissima*	Eiderente
3	*Clangula hyemalis*	Eisente
3	*Melanitta nigra*	Trauerente
	Melanitta perspicillata	Brillenente
3	*Melanitta fusca*	Samtente
+3	*Bucephala clangula*	Schellente
	Gruppe *Mergus*	Säger
+	*Mergus albellus*	Zwergsäger
+3	*Mergus serrator*	Mittelsäger
+3	*Mergus merganser*	Gänsesäger
	Ordnung FALCONIFORMES	Raubvögel
	Familie Pandionidae	
+	*Pandion haliaetus*	Fischadler
	Familie Accipitridae	
+	*Mitvus milvus*	Roter Milan (Gabelweihe)
+	*Circaetus gallicus*	Schlangenadler
+	*Accipiter gentilis*	Habicht
+	*Accipiter nisus*	Sperber
	Buteo jamaicensis	Rotschwanzbussard
+	*Buteo buteo*	Mäusebussard
	Gruppe *Aquila* und andere	Adler
+	*Aquila chrysaetos*	Steinadler
	Familie Falconidae	
+	*Falco tinnunculus*	Turmfalke
+	*Falco subbuteo*	Baumfalke
	Ordnung GALLIFORMES	
	Familie Phasianidae	
	Unterfamilie Meleagridinae	
3	*Meleagris gallopavo*	Truthahn
	Unterfamilie Tetraoninae	
	Dendragapus canadensis	Tannenhuhn
	Dendragapus obscurus	Felsengebirgshuhn
1	*Lagopus lagopus scoticus*	Schottisches Moorschneehuhn
	Lagopus lagopus lagopus	Moorschneehuhn
+1 i	*Lagopus mutus*	Alpenschneehuhn
	Lagopus leucurus	Weißschwanzschneehuhn
+2 i	*Tetrao tetrix*	Birkhuhn
+2 i	*Tetrao urogallus*	Auerhuhn

	wissenschaftlicher Name	deutscher Name
+ 3	*Bonasa bonasia*	Haselhuhn
	Bonasa umbellus	Kragenhuhn
	Tympanuchus cupido	Präriehuhn
	Unterfamilie Odontophorinae	
	Callipepla squamata	Schuppenwachtel
	Lophortyx californica	Schopfwachtel
+ i	*Colinus virginianus*	Virginiawachtel
	Unterfamilie Phasianinae	
+1 i	*Alectoris graeca*	Steinhuhn
+2 i	*Alectoris barbara*	Felsenhuhn
+1 i	*Alectoris rufa*	Rothuhn
+ 1 i	*Perdix perdix*	Rebhuhn
E	*Perdix perdix italica*	Italienisches Rebhuhn
+2 i	*Coturnix coturnix*	Wachtel
	Coturnix japonica	Japanwachtel
+ 1 i	*Phasianus colchicus*	Fasan
	Ordnung GRUIFORMES	
	Familie Rallidae	
+2 i	*Rallus aquaticus*	Wasserralle
	Gallinula tenebrosa	Papuateichhuhn
+2 i	*Gallinula chloropus*	Teichhuhn
	Gruppe *Fulica*	Blesshühner
	Fulica americana	Amerikanisches Blesshuhn
+ 1 i	*Fulica atra*	Blesshuhn
	Ordnung CHARADRIIFORMES	Wat- und Möwenvögel
	Familie Haematopodidae	
+3	*Haematopus ostralegus*	Austernfischer
	Familie Charadriidae	
+2 i	*Vanellus vanellus*	Kiebitz
+ 2 i	*Pluvialis apricaria*	Goldregenpfeifer
+3	*Pluvialis squatarola*	Kiebitzregenpfeifer
+	*Charadrius hiaticula*	Sandregenpfeifer
+	*Charadrius alexandrinus*	Seeregenpfeifer
	Familie Scolopacidae	
	Unterfamilie Tringinae	
+2 i	*Limosa limosa*	Uferschnepfe
+2	*Limosa lapponica*	Pfuhlschnepfe
+3	*Numenius phaeopus*	Regenbrachvogel

	wissenschaftlicher Name	deutscher Name
+2i	*Numenius arquata*	Großer Brachvogel
+3	*Tringa erythropus*	Dunkler Wasserläufer
+2i	*Tringa totanus*	Rotschenkel
+3	*Tringa nebularia*	Heller Wasserläufer
	Unterfamilie Scolopacinae	
+ 1i	*Scolopax rusticola*	Waldschnepfe
	Scolopax minor	Kanadaschnepfe
	Unterfamilie Gallinagoninae	
+ 1i	*Gallinago gallinago*	Bekassine
+ 1i	*Lymnocryptes minima*	Zwergschnepfe
	Unterfamilie Calidridinae	
+3	*Calidris canutus*	Knutt
+2i	*Philomachus pugnax*	Kampfläufer
	Familie Laridae	
	Unterfamilie Larinae	Möwen
+3	*Larus canus*	Sturmmöwe
+3	*Larus argentatus*	Silbermöwe
+3	*Larus fuscus*	Heringsmöwe
	Larus marinus	Mantelmöwe
+3	*Larus ridibundus*	Lachmöwe
	Ordnung COLUMBIFORMES	
	Familie Columbidae	
+ 1	*Columba livia*	Felsentaube
+3	*Columba oenas*	Hohltaube
+ 1 i	*Columba palumbus*	Ringeltaube
+2i	*Streptopelia turtur*	Turteltaube
+3	*Streptopelia decaocto*	Türkentaube
	Zenaida macroura	Carolinataube
	Ordnung STRIG1FORMES	Nachtraubvögel
	Familie Tytonidae	
	Unterfamilie Tytoninae	
+	*Tyto alba*	Schleiereule
	Familie Strigidae	
	Unterfamilie Buboninae	
	Bubo virginianus	Virginiauhu
+	*Athene noctua*	Steinkauz
	Unterfamilie Striginae	
+	*Asio otus*	Waldohreule

	wissenschaftlicher Name	*deutscher Name*
	Familie Alcedinidae	
	Unterfamilie Cerylinae	
	Ceryle alcyon	**Gürtelfischer**
	Familie Meropidae	
+	***Merops apiaster***	**Bienenfresser**
	Ordnung PICIFORMES	
	Familie Picidae	
	Unterfamilie Jynginae	
+	***Jynx torquilla***	**Wendehals**
	Ordnung PASSERIFORMES	
	Familie Alaudidae	
+2i	***Atauda arvensis***	**Feldlerche**
	Familie Hirundinidae	
	Unterfamilie Hirundininae	
+	***Hirundo rustica***	**Rauchschwalbe**
	Familie Muscicapidae	
S	**Unterfamilie Turdinae**	
+	***Saxicola rubetra***	**Braunkehlchen**
	Gruppe *Turdus*	
+2i	***Turdus merula***	**Amsel**
+2i	***Turdus pilaris***	**Wacholderdrossel**
+2i	***Turdus iliacus***	**Rotdrossel**
+2i	***Turdus philomelus***	**Singdrossel**
+3	***Turdus viseivorus***	**Misteldrossel**
	Familie Paridae	**Meisen**
+	***Parus major***	**Kohlmeise**
	Familie Emberizidae	
	Unterfamilie Emberizinae	
+	***Emberiza calandra***	**Grauammer**
+	***Emberiza hortulana***	**Ortolan (Gartenammer)**
	Familie leteridae	**Stärlinge**
	Unterfamilie Icterinae	
	Xanthocephalus xanthoeephalus	
	Agelaius phoeniceus	**Rotschulterstärling**
	Quiscalus quiscula	**Gemeiner Stärling**
	Molothrus ater	**Braunkopf-Kuhstärling**
	Familie Fringillidae	
	Unterfamilie Fringillinae	

	wissenschaftlicher	*Name*	*deutscher*	*Name*
+	*Fringilla*	*coelebs*	**Buchfink**	
+	*Fringilla*	*montifringilla*	**Bergfink**	
	Unterfamilie	**Carduelinae**		
+	*Acanthis*	*flavirostris*	**Berghänfling**	
+	*Acanthis*	*cannabina*	**Hänfling**	
+	*Pyrrhula*	*pyrrhula*	**Gimpel (Dompfaff)**	
	Familie	**Ploceidae**		
	Unterfamilie	**Passerinae**		
	Gruppe	*Passer*	**Spatzen**	
+	*Passer*	*domesticus*	**Haussperling**	
+ i	*Passer*	*domesticus* *domesticus*	**Haussperling**	
+ i	*Passer*	*domesticus* *italiae*	**Italiensperling**	
+ S	*Passer*	*hispaniolensis*	**Weidensperling**	
-i-i	*Passer*	*montanus*	**Feldsperling**	
	Familie	**Sturnidae**		
	Unterfamilie	**Sturninae**		
+ i	*Sturnus*	*vulgaris*	**Star**	
	Familie	**Oriolidae**		
+	*Oriolus*	*oriolus*	**Pirol**	
	Familie	**Corvidae**		
+ i	*Garrulus*	*glandarius*	**Eichelhäher**	
+i	*Pica*	*pica*	**Elster**	
+i	*Corvus*	*monedula*	**Dohle**	
+i	*Corvus*	*frugilegus*	**Saatkrähe**	
	Corvus	*brachyrhynchos*	**Amerikanerkrähe**	
+	*Corvus*	*corone*	**Krähe**	
+ i	*Corvus*	*corone* *corone*	**Rabenkrähe**	
+ i	*Corvus*	*corone* *cornix*	**Nebelkrähe**	

	wissenschaftlicher Name	deutscher Name
	SÄUGETIERE	
	Ordnung MARSUPIALIA	
	Familie Didelphidae	
	Didelphis marsupialis	**Opossum**
	Familie Phalangeridae	
	Trichosurus vulpecula	**Fuchskusu**
	Familie Macropodidae	
	Macropus giganteus	**Riesenkänguruh**
	Wallabia bicolor	**Sumpfwallaby**
	Ordnung INSECTIVORA	
	Familie Erinaceidae	
+	*Erinaceus europaeus*	**Europäischer Igel**
	Familie Soricidae	**Spitzmäuse**
	Familie Talpidae	**Maulwürfe**
	Ordnung CHIROPTERA	
	Familie Phyllostomidae	
	Desmodus rotundus	**Gewöhnlicher Vampir**
	Ordnung PRIMATES	
	Familie Hominidae	
+	*Homo sapiens*	**Mensch**
	Ordnung CARNIVORA	
	Familie Canidae	
	Alopex lagopus	**Polarfuchs**
	Canis latrans	**Coyote**
+	*Canis lupus*	**Wolf**
+		**verwilderter Hund**
	Nyctereutes procyonoides	**Marderhund**
	Gruppe *Urocyon*	
	Urocyon cinereoargenteus	**Graufuchs**
+ i	*Vulpes vulpes*	**Rotfuchs**
	Familie Ursidae	
	Ursus americanus	**Schwarzbär**
	Ursus arctos	**Braunbär**
	Ursus maritimus	**Eisbär**
	Familie Procyonidae	
	Procyon lotor	**Waschbär**

	wissenschaftlicher Name	*deutscher Name*
	Familie Mustelidae	
	Gruppen *Conepatus, Mephitis, Spilogale*	
	Gruppe *Mephitis*	
+	***Lutra lutra***	**Fischotter**
	Martes americana	**Fichtenmarder**
+	***Martes foina***	**Steinmarder**
+	***Martes martes***	**Baummarder**
	Martes pennanti	**Fischmarder**
+	***Meies meles***	**Dachs**
+	***Mustela erminea***	**Hermelin**
	Mustela lutreola	**Europäischer Nerz**
+i	***Mustela nivalis***	**Mauswiesel**
+	***Mustela putioris***	**Iltis**
	Mustela vison	**Amerikanischer Nerz**
	Familie Herpestidae	**Mangusten**
	Gruppe *Herpestes*	
	Familie Hyaenidae	
	Crocuta crocuta	**Tüpfelhyäne**
	Familie Felidae	
	Felis concolor	**Puma**
+	***Felis silvestris***	**Wildkatze**
+T		**Verwilderte Katzen**
	Lynx canadensis	**Kanadaluchs**
	Lynx lynx	**Luchs**
	Lynx rufus	**Rotluchs**
	Panthera leo	**Löwe**
	Panthern pardus	**Leopard**
	Panthera tigris	**Tiger**
	Familie Otariidae, Odobenidae, Phocidae	**Flossenfüßer**
	Familie Otariidae	
	Callorhinus ursinus	**Bärenrobbe (Pelzrobbe)**
	Familie Phocidae	
	Halichoerus grypus	**Kegelrobbe**
	Leptonychotes weddelli	**Weddellrobbe**
	Phoca groenlandica	**Sattelrobbe**
	Phoca vitulina	**Seehund**
	Ordnung CETACEA	
	Familie Monodontidae	
	Monodon monoceros	**Narwal**

	wissenschaftlicher Name	*deutscher Name*
	Familie Balaenopteridae	
	Balaenoptera musculus	**Blauwal**
	Ordnung PROBOSCIDEA, PERISSODACTYLA, ARTIODACTYLA	**Huftiere**
	Ordnung ARTIODACTYLA	**Paarhufer**
	Familie Suidae	
+i	***Sus scrofa***	**Wildschwein**
+ i	***Sus scrofa majori***	
	Familie Cervidae	**(Hirschartige)**
	Alces alces	**Elch**
+ i	***Capreolus capreolus***	**Reh**
+ i	***Cervus dama***	**Damhirsch**
+ 1	***Cervus elaphus***	**Rothirsch**
	Cervus elaphus canadensis	**Wapiti**
	Cervus nippon	**Sikahirsch**
	Gruppe *Odocoileus*	**Amerikanische Hirsche**
	Odocoileus hemionus	**Maultierhirsch**
	Odocoileus virginianus	**Weißwedelhirsch**
	Rangifer tarandus	**Rentier (Eurasien); Caribu (Nordamerika)**
	Familie Bovidae	**Hornträger**
	Antilocapra americana	**Gabelbock**
+	***Capra ibex***	**Steinbock**
+		**Verwilderte Ziege**
	Connochaetes taurinus	**Streifengnu**
	Gazella thomsoni	**Thomsongazelle**
	Hemitragus jemlahicus	**Thar**
	Oreamnos americanus	**Schneeziege**
	Ovis canadensis	**Dickhornschaf**
	Ovis dalli	**Dallschaf**
+i	***Ovis musimon***	**Mufflon**
	Gruppe *Rupicapra*	**Gemsen**
+	***Rupicapra pyrenaica***	
+ i	***Rupicapra rupicapra***	**Gemse**
	Saiga tatarica	**Saiga**
	Syncerus caffer	**Kaffernbüffel**

	wissenschaftlicher Name	deutscher Name
	Ordnung RODENTIA	**Nager**
	Familie Sciuridae	**Hörnchen**
	Marmota monax	Waldmurmeltier
	Sciurus carolinensis	Grauhörnchen
	Sciurus niger	Fuchseichhörnchen
h	*Sciurus vulgaris*	Eichhörnchen
	Tamiasciurus hudsonicus	Rotes Eichhörnchen
	Familie Castoridae	**Biber**
	Castor canadensis	Kanadischer Biber
	Familie Arvicolidae	**Wühlmäuse**
f	*Arvicola terrestris*	Wühlmaus
)-	*Microtus agrestis*	Erdmaus
f	*Microtus arvalis*	Feldmaus
	Gruppe *Lemmus* etc.	**Lemming**
	Ondatra zibethicus	Bisamratte
	Familie Muridae	**Mäuse**
	Gruppe *Apodemus*	**Waldmäuse**
f	*Apodemus agrarius*	Brandmaus
	Gruppe *Rattus*	**Ratten**
•f	*Rattus norvegicus*	Wanderratte
	Familie Erethizontidae	
	Erethizon dorsatum	Baumstachler
	Familie Myocastoridae	
+	*Myocastor coypus*	Nutria
	Ordnung LAGOMORPHA	**Hasentiere**
	Familie Leporidae	
	Gruppe *Lepus*	**Hasen**
	Lepus americanus	Schneeschuhhase
	Lepus californicus	Kalifornischer Eselhase
+ i	*Lepus capensis*	Feldhase
+ i	*Lepus capensis corsicanus*	
+ i	*Lepus capensis meridiei*	
+ i	*Lepus timidus*	Schneehase
+ i	*Oryctolagus cuniculus*	Wildkaninchen
	Gruppe *Sylvilagus*	**Nordamerikanische Baumwollschwanzkaninchen**
	Sylvilagus floridanus	Floridawaldkaninchen

Bundesverordnung über die Jagdzeiten

vom 2. April 1977 (BGBl. I, S. 531), geändert durch Verordnung vom 22. März 2000 (BGBl. I, S. 243)

Auf Grund des § 22 Abs. 1 Satz 1 des Bundesjagdgesetzes in der Fassung der Bekanntmachung vom 29. September 1976 (BGBl. I, S.2849) wird mit Zustimmung des Bundesrates verordnet:

§1

(1) Die Jagd darf ausgeübt werden auf

1. Rotwild
   Kälber vom I. August bis 28. Februar
   Schmalspießer vom I. Juni bis 28. Februar
   Schmaltiere vom I. Juni bis 31. Januar
   Hirsche und Alttiere vom 1. August bis 31. Januar
2. Dam- und Sikawild
   Kälber vom 1. September bis 28. Februar
   Schmalspießer vom I. Juli bis 28. Februar
   Schmaltiere vom 1. Juli bis 31. Januar
   Hirsche und Alttiere vom 1. September bis 31. Januar
3. Rehwild
   Kitze vom 1. September bis 28. Februar
   Schmalrehe vom 1. Mai bis 31. Januar
   Ricken vom 1. September bis 31. Januar
   Böcke vom 1. Mai bis 15. Oktober
4. Gamswild vom 1. August bis 15. Dezember
5. Muffelwild vom 1. August bis 31. Januar
6. Schwarzwild vom 16. Juni bis 31. Januar
7. Feldhasen vom 1. Oktober bis 15. Januar
8. Stein- und Baummarder vom 16. Oktober bis 28. Februar
9. Iltisse vom I. August bis 28. Februar

10. Hermeline vom 1. August bis 28. Februar
11. Mauswiesel vom 1. August bis 28. Februar
12. Dachse vom 1. August bis 31. Oktober
13. Seehunde vom 1. September bis 31. Oktober
14. Auer-, Birk- und Rackelhähne vom 1. Mai bis 31. Mai
15. Rebhühner vom 1. September bis 15. Dezember
16. Fasanen vom 1. Oktober bis 15. Januar
17. Wildtruthähne vom 15. März bis 15. Mai und vom 1. Oktober bis 15. Januar
18. Wildtruthennen vom 1. Oktober bis 15. Januar
19. Ringel- und Türkentauben vom 1. Juli bis 30. April
20. Höckerschwäne vom 1. September bis 15. Januar
21. Graugänse vom 1. August bis 31. August und vom 1. November bis 15. Januar
22. Bläss-, Saat-, Ringel- und Kanadagänse vom 1. November bis 15. Januar
23. Stockenten vom 1. September bis 15. Januar
24. alle übrigen Wildenten außer Brand-, Eider-, Eis-, Kolben-, Löffel-, Moor-, Schell- und Schnatterenten vom 1. Oktober bis 15. Januar
25. Waldschnepfen vom 16. Oktober bis 15. Januar
26. Blässhühner vom 1. September bis 15. Januar
27. Lachmöwen vom 16. Juli bis 30. April
28. Sturm-, Silber-, Mantel- und Heringsmöwen vom 16. August bis 30. April.

(2) Vorbehaltlich der Bestimmungen des § 22 Abs. 4 des Bundesjagdgesetzes darf die Jagd das ganze Jahr ausgeübt werden beim Schwarzwild auf Frischlinge und Überläufer, auf Wildkaninchen und Füchse.

Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Konvention von Rio)

Anlässlich der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung wurde 1992 das Übereinkommen über die biologische Vielfalt von 153 Staaten und der Europäischen Gemeinschaft unterzeichnet. Ziel der Konvention ist, weltweit den Schutz von Tier- und Pflanzenarten sowie ihrer Lebensräume zu gewährleisten und den darin geborgenen Reichtum zu erhalten.

EG-Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie)

Die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie trat im Juni 1992 nach mehrjährigen Verhandlungen in Kraft. Die Richtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaft, unter dem Namen »Natura 2000« ein kohärentes Netz besonderer Schutzgebiete einzurichten. Ziel der Richtlinie ist es, die natürliche Artenvielfalt zu bewahren und die Lebensräume von wild lebenden Pflanzen und Tieren zu erhalten oder wiederherzustellen.

Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten frei lebender Tiere und Pflanzen (Washingtoner Artenschutzabkommen)

Das Übereinkommen wurde im März 1973 in Stockholm beschlossen. Die Bundesrepublik Deutschland setzte das Abkommen 1976 in Kraft. Das WA sieht ein umfassendes Kontrollsystem für den grenzüberschreitenden Handel mit geschützten Tier- und Pflanzenarten vor, um den Gefährdungen durch Handelsinteressen zu begegnen. Entsprechend dem Grad ihrer Schutzbedürftigkeit sind die geschützten Arten in drei Anhängen zum

Übereinkommen aufgeführt, die ständig überprüft und den Erfordernissen angeglichen werden.

Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wat- und Wasservögel, von internationaler Bedeutung (Ramsar-Konvention)

Das Übereinkommen trat 1971 in Kraft und wurde inzwischen von mehr als 100 Staaten unterzeichnet. Ziel der Konvention ist es, im weltweiten Maßstab bedeutende Feuchtgebiete zu schützen und ihre Entwicklung zu sichern.

EG-Richtlinie über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten

Die EG-Vogelschutzrichtlinie vom April 1979 verpflichtet die Mitgliedstaaten, Schutzgebiete einzurichten, die Pflege und ökologisch sinnvolle Gestaltung derer Lebensräume auch außerhalb von Schutzgebieten zu gewährleisten und zerstörte Lebensräume wiederherzustellen. Darüber hinaus bezweckt die Richtlinie den Schutz der Vögel vor dem direkten menschlichen Zugriff.

Berner Konvention

Das Übereinkommen wurde 1979 verabschiedet. Es regelt vor allem über Anhänge den verschieden strengen Schutz von Pflanzen- und Tierarten und verbietet bestimmte Fang- und Tötungsmethoden sowie Formen der Nutzung.

Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wild lebenden Tierarten (Bonner Konvention)

Das Übereinkommen wurde 1979 verabschiedet. Es regelt vor allem über Anhänge den verschieden strengen Schutz von Pflanzen- und Tierarten und verbietet bestimmte Fang- und Tötungsmethoden sowie Formen der Nutzung. Die Konvention wurde 1979 abgeschlossen; für Deutschland wurde sie am 1.10.1984 verbindlich.

Viele Arten sind aufgrund ihrer regelmäßigen Wanderungsbewegungen Gefährdungen ausgesetzt. Daher sieht das Übereinkommen eine umfassende Regelung zur Erhaltung, Hege und Nutzung der wandernden Arten

sowie den Abschluß von Regionalabkommen zum Schutz bestimmter Arten vor.

Bislang kam es zum Abschluß von drei Regionalabkommen:

- Abkommen über die Wattenmeerpopulation des Seehundes
- Abkommen über europäische Fledermäuse
- Abkommen über den Schutz der Kleinwale in der Nord- und Ostsee.

UNESCO-Programm »Der Mensch und die Biosphäre« (MAB-Programm)

Am 23. Oktober 1970 rief die 16. Generalkonferenz der UNESCO das Umweltprogramm »Der Mensch und die Biosphäre« ins Leben. Aufgabe von MAB ist es, auf internationaler Ebene Grundlagen für den Schutz der natürlichen Ressourcen sowie für eine nachhaltige Nutzung der Biosphäre zu erarbeiten bzw. diese zu verbessern. Zentraler Schwerpunkt des MAB-Programmes ist heute die Errichtung eines globalen Netzes repräsentativer Schutzgebiete, sogenannte Biosphärenreservate.

Übereinkommen zum Schutz der Alpen (Alpenkonvention)

Die Alpenkonvention wurde auf Initiative des Bundesumweltministers erarbeitet und im November 1991 von den Alpenstaaten und der EG unterzeichnet. Ziel der Konvention ist es, die Alpen für ihre Bewohner als stabilen Lebens- und Wirtschaftsraum zu sichern und als einzigartige und vielfältige Naturlandschaft zu erhalten.

Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes (Helsinki-Konvention)

Auf Initiative Finnlands haben 1974 die damaligen sieben Ostseestaaten die Helsinki-Konvention vereinbart. 1992 wurde die Konvention gründlich überarbeitet. Das Übereinkommen sieht einschlägige Maßnahmen vor, um die Verschmutzung des Ostseegebietes zu verhüten und zu verringern und um die Meeresumwelt zu schützen und zu pflegen.

(Bundesamt für Naturschutz; http://www.bfn.de)

Gefährdete Arten in Deutschland

Die Bundesrepublik Deutschland ist seit 1993 Vertragsstaat der »Konvention über biologische Vielfalt« (CBD). Zusammen mit den über 170 Unterzeichnerstaaten verpflichtet sich die Bundesrepublik damit zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung ihrer nationalen sowie internationalen natürlichen Ressourcen.

Von den über 250000 bisher weltweit bekannten Farn- und Blütenpflanzen sind 3001 Arten in Deutschland einheimisch. Nur 101 der über 6000 weltweit bekannten Säugetiere kommen oder kamen seit dem Mittelalter in Deutschland vor.

Der Seltenheits- und Gefährdungsgrad von Tier- und Pflanzenarten in Deutschland wird in »Roten Listen« dargestellt. Neben einer gesamtdeutschen »Roten Liste« werden auch von den Ländern »Rote Listen« erarbeitet. Darüber hinaus existieren »Rote Listen« für Gebiete im lokalen sowie weltweiten Maßstab.

Folgende Gefährdungskategorien werden unterschieden:

0 = ausgestorben oder verschollen; 1 = vom Aussterben bedroht;
2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; G = Gefährdung anzunehmen;
R = extrem selten.

Die Kategorien 1-3 werden als »bestandsgefährdet« zusammengefaßt.

Bundesland	Gesamtarten-zahl	davon bestands-gefährdet (Anzahl)	(in Prozent)
Farn- und Blütenpflanzen:			
Baden-Württemberg	2.108	579	(27)
Bayern	2.533	663	(26)
Brandenburg + Berlin	1.545	538	(35)
Hessen	1.835	410	(22)
Mecklenburg-Vorpommern	1.551	547	(35)
Niedersachsen + Bremen	1.922	653	(34)
Rheinland-Pfalz	1.917	459	(24)
Saarland	1.318	273	(21)
Sachsen	1.733	525	(30)
Sachsen-Anhalt	1.843	602	(33)
Schleswig-Holstein + Hamburg	1.475	549	(37)
Thüringen	1.797	449	(25)
BRD	3.001	772	(26)
Säugetiere:			
Baden-Württemberg	64	29	(45)
Bayern	77	30	(39)
Berlin	53	21	(39)
Brandenburg	61	27	(44)
Hamburg	45	18	(40)
Hessen	75	23	(31)
Mecklenburg-Vorpommern	69	24	(35)
Niedersachsen + Bremen	71	28	(39)
Nordrhein-Westfalen	70	23	(33)
Rheinland-Pfalz	65	25	(38)
Saarland	63	31	(49)
Sachsen	77	21	(27)
Sachsen-Anhalt	72	34	(47)
Schleswig-Holstein	66	24	(36)
Thüringen	72	29	(40)
Brutvögel:			
Baden-Württemberg	217	78	(36)
Bayern	211	80	(38)
Berlin	161	43	(27)
Brandenburg	217	83	(38)
Hamburg	177	52	(29)
Hessen	174	61	(35)
Mecklenburg-Vorpommern	212	76	(36)
Niedersachsen + Bremen	218	66	(30)
Nordrhein-Westfalen	194	61	(31)
Rheinland-Pfalz	-160	67	(-31)
Saarland	149	51	(34)

Bundesland	Gesamtarten-zahl	davon bestands-gefährdet (Anzahl)	(in Prozent)
Sachsen	-195	60	(~31)
Sachsen-Anhalt	200	55	(27)
Schleswig-Holstein	226	73	(32)
Thüringen	188	71	(38)
BRD	273	70	(26)
Fische und Rundmäuler:			
Baden-Württemberg	58	29	(50)
Bayern	61	33	(54)
Berlin	29	18	(62)
Brandenburg	51	26	(51)
Hamburg	45	24	(53)
Hessen	45	22	(49)
Mecklenburg-Vorpommern	48	21	(44)
Niedersachsen	46	23	(50)
Bremen	43	20	(46)
Nordrhein-Westfalen	42	14	(33)
Rheinland-Pfalz	46	26	(56)
Saarland	39	17	(44)
Sachsen	46	20	(43)
Sachsen-Anhalt	45	23	(51)
Schleswig-Holstein	48	24	(50)
Thüringen	39	14	(36)
Reptilien:			
Baden-Württemberg	10	7	(70)
Bayern	10	7	(70)
Berlin	7	6	(86)
Brandenburg	8	8	(100)
Hamburg	6	4	(67)
Hessen	11	5	(45)
Mecklenburg-Vorpommern	7	7	(100)
Niedersachsen + Bremen	7	4	(57)
Nordrhein-Westfalen	8	5	(62)
Rheinland-Pfalz	8	5	(62)
Saarland	6	3	(50)
Sachsen	8	6	(75)
Sachsen-Anhalt	7	3	(43)
Schleswig-Holstein	6	5	(83)
Thüringen	6	4	(67)
Amphibien:			
Baden-Württemberg	18	11	(61)
Bayern	20	11	(55)

Bundesland	Gesamtarten-zahl	davon bestands-gefährdet (Anzahl)	(in Prozent)
Berlin	14	10	(71)
Brandenburg	14	11	(78)
Hamburg	16	8	(50)
Hessen	18	12	(67)
Mecklenburg-Vorpommern	14	14	(100)
Niedersachsen + Bremen	19	15	(79)
Nordrhein-Westfalen	17	8	(47)
Rheinland-Pfalz	17	10	(59)
Saarland	16	9	(56)
Sachsen	18	12	(67)
Sachsen-Anhalt	19	10	(53)
Schleswig-Holstein	15	10	(67)
Thüringen	19	13	(68)

Stand: **Dezember** 1998

(Bundesamt für Naturschutz, http://www.bfn.de)

Bibliographie

Die in eckigen Klammern stehenden Ziffern am Ende einer Publikation verweisen auf diejenige Schrift, in welcher die besagte Publikation zitiert wurde.

(1) **ABLES E. D„ 1975. Ecology of the red fox in North America. In: M.W. Fox (ed.), The wild Canids, their systematics, behavioral ecology and evolution. Krieger, Malabar. pp. 216-236.**

(2) **AKANDE Modupe, 1972. The food of feral mink (*Mustela vison)* in Scotland. J. Zool. London 167 (4): 475-479.**

(3) **AL-JOBORAE F. F.. 1979. The influence of diet on the gut morphology of the stärling *(Sturms vulgaris* L. 1758). D. Phil.Thesis, University of Oxford [228].**

(4) **ALLEE W. C„ A. E. EMERSON. O. PARK. T. PARK & K. P. SCHMIDT. 1949. Principles of animal ecology. Saunders, Philadelphia [124],**

(5) **ALLEN Durward L., 1938. Ecological studies on the vertebrate fauna of a 500-acre farm in Kalamazoo County, Michigan. Ecol. Mon. 8: 347-364 [7],**

(6) **ALLEN Durward L.. 1943. Michigan fox squirrel management. Michigan Dept. Conservation, Game Div. Publ., 100: 1-404 [7],**

(7) **ALLEN Durward L„ 1947. Hunting as a limitation to Michigan pheasant populations. J. Wildl. Manage. 11: 232-243.**

(8) **ALLEN D. L„ 1954. Our wildlife legacy. Funk & Wagnalls, New York, x+422 pp.**

(9) **ALLEN D. L„ 1956. The management outlook. In: D. L. ALLEN (ed.). Pheasants in North America, Stackpole. Harrisburg, & the Wildlife Management Inst.. Washington D. C„ pp. 431-466 [7571.**

(10) **ALLEN D. L„ 1966. Yes! Go ahead and hunt. Utah Fish Game 22: 3-5, 26 [757].**

(11) **ALMÄ§AN H„ G. SCÄRLÄTESCU, V. NESTEROV & L. MANOLACHE, 1970. Contribution ä la connaissance du regime de nourriture du loup (*Canis lupus L.)* dans les Carpathes roumaines. Transactions of the IX international congress of game biology, Moskau, pp. 523-528.**

(12) **ALTENKIRCH Wolfgang & Wolfgang WINKEL, 1980. Über die Bestandsentwicklung der Wendehalses *(Jynx torquiUa)* von 1970 bis 1979 in einem niedersächsischen Aufforstungsgebiet mit japanischer Lärche (*Larix leptolepis).* Vogelkundliche Ber. Niedersachs. 12(1): 19-22.**

(13) **AMORES Francisco, 1975. Diet of the red fox *(Vulpes vulpes*) in the western Sierra Morena (South Spain). Donana. Acta Vertebrata 2 (2): 221-239.**

(14) AMORES F., 1980. Feedings habits of the stone martens, *Martes foina* (Erxlebcn, 1777) in south westem Spain. Säugetierk. Mitt. 28: 316-322.

(15) ANDERSEN Johs., 1953. Analysis of a Danish roe-deer population (*Capreoulus capreolus* (L.)) based upon the extermination of the total stock. Dan. Rev. Game Biol. 2: 127-155.

(16) ANDERSEN J., 1955. The food of the Danish badger (*Metes meles danica)* with special reference to the summer months. Dan. Rev. Game Biol. 3: 1-75.

(17) ANDERSEN J., 1961. Biology and management of roe deer in Denmark. Terre et vie 1:41-53 [463],

(18) ANDERSEN-HARILD Pelle, Bjarne CLAUSEN, Kari ELVESTAD & Niels Otto PREUSS, 1982. Lead pellets in tissues of mute swan *(Cygnus olor)* from Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 12 (2): 12pp.

(19) ANDERSON D. R., 1975. Population ecology of the mallard. V. Temporal and geographic estimates of survival, recovery and harvest rates. U. S. Fish and Wildlife Service Resource Puhl., 125.

(20) ANDERSON D. R. & K. P. BURNHAM, 1976. Population ecology of the mallard. VI. The effect of exploitation on survival. U. S. Dep. Inter., Fish and Wildl. Serv. Resource Publ., 128: 66 pp. (127,746).

(21) ANDERSON D. R. & K. P. BURNHAM, 1978. Effects of hunting mortality on waterfowl populations. Int. Waterfowl Symp. 3: 119-129.

(22) ANDERSON David R. & Kenneth P. BURNHAM, 1978. Effect of restrictive and liberal hunting regulations on annual survival rates of the mallard in North America. Trans. N. Am. Wildl. and Nat. Res. Conf., 43: 181-186.

(23) ANDERSON William L., 1975. Lead poisoning in waterfowl at Rice Lake, Illinois. J. Wildl. Manage. 39 (2): 264-270.

(24) ANKER-NILSSEN T. & O. W. R0STAD, 1981. Undresokelser over oljeskadede sjofugler i forbindelse med oljekatastrofen i Skagerak desember 1980/januar 1981. Zoological Museum, Gars Gate, Oslo [76],

(25) ANKNEY C. D.. 1975. Incidence and size of lead shot in Lesser Snow Geese. Wildl. Soc. Bull. 3: 25-26 |378|.

(26) ANKNEY C. D., 1982. Reporter of the bioenergetics discussion group. In: Delta Waterfowl Res. Station (ed.), Proc. Workshop on the ecology of wintering waterfowl, Puxico, Missouri |484].

(27) ASHBY K. R. & K. ELLIOT, 1983. The diet of the badger (*Meies meles* L.) in Castle Eden Dene, County Durham. Acta Zool. 174: 205-207.

(28) ASHKENAZI S„ 1983. Biological and ecological aspects of populations of *Nyclicorax nycticorax* and *Egretta garzetta* breeding in the Hulek reserve and their influence on fish farms in the Hulek valley. Ph. D. Thesis, University of Tel Aviv [193|.

(29) ASHKENAZI S„ 1985. Coexistence of herons and fisheries. S.-African J. Sei., 81: 694 [193],

(30) BAGLEY George E„ Louis N. Locke & Gordon T. NIGHTINGALE, 1967. Lead poisoning in Canada geese in Delaware. Avian Dis. 11: 601-608.

(31) BAILEY Theodore N„ Edward E. BANGS, Mary F. PORTER, John C. MALLOY & Richard J. McAVINCHEY, 1986. An apparent overexploited lynx population on the Kenai Peninsula, Alaska. J. Wildl. Manage.. 50 (2): 279-290.

(32) BALANIJA Gilles, 1984. Le regime alimentaire d'une population de pies bavardes *(Pica pica).* Gibier Faune Sauvage 1984 (3): 37-61.

(33) BALDACCINI Natale Emilio, Silvano BENVENUTI, Almo FARINA & Paolo IOALE, 1980. II problema naturalistico-ambientale e l'attività venatoria. In: Università di Firenze, Quaderno 8 Atti dell'Istituto di Geografia: 13-45.

(34) BALDACCINI Natale Emilio & Sergio Frugis, 1981.11 patrimonio faunistico italiano e l'attività venatoria. Quaderni TCI 1: 21-112.

(35) BALIS M., 1969. Large predators and fork hoofed animals in TANAP. Ochrana prirody, 6: 21-25 |619],

(36) BALLARD Warren B„ Jackson S. WHITMAN & Craig L. GARDNER, 1987. Ecology of an exploited wolf population in South-Central Alaska. Wildl. Mon. 98: 54 pp.

(37) BANKS R.C., 1979. Human related mortality of birds in the United States. Special scientific report wildlife, 215: 1-15 [34].

(38) BARLOW G. C. & K. BOCK, 1984. Predation of fish in farm dams by cormorants *Phalacrocorax* spp. Austr. Wildl. Res., 11: 559-566 [193],

(39) BARRY T. W„ 1976. In: R. S. PALMER (ed.), Handbook of North American birds, vol. 2. Yale Univ. Press, New Häven [392],

(40) BASSILANA Francesco, 1988. La caccia in Italia. Un paradosso nel panorama venatorio internazionale. Editori Riuniti, Rom, 243 pp.

(41) BATCHELER C. L., 1968. Compensatory response of artificially controlled mammal population. Proc. New Zealand Ecol. Soc., 15: 25-30.

(42) BAUD Fran^ois J., 1981. Contribution ä la connaissance du regime alimentaire hivcrnal du genre *Martes* en Haute-Savoie. Bievre 3: 79-84.

(43) BECK Alan M„ 1975. The ecology of »feral« and free-roving dogs in Baltimore. In: M.W. Fox (ed.), The wild canids, their systematics, behavioral ecology and evolution, Van Nostrand Reinhold Company, New York, pp. 380-390.

(44) BEDDINGTON J. R„ 1979. Harvesting and population dynamics. In: R. M. ANDERSON, B. D. TURNER & L. R. TAYLOR (eds.), Population dynamics, Blackwell, Oxford, pp. 307-320.

(45) BEDDINGTON J. R. & R. M. MAY, 1977. Harvesting natural populations in a randomly fluctuating environment. Science 177: 463-465 [470].

(46) BEHLERT R., 1977. Phonoakustische Methode zur Vergrämung von Graureihern *(Ardea cinerea)* in Fischzuchtanlagen. Z. f. Jagdwissenschaft 23 (3): 144-152.

(47) BEHREND Donald F. & Robert A. LÜBECK, 1968. Summer flight behavior of white-tailed deer in two Adirondack forests. J. Wildl. Manage. 32 (3): 615-618.

(48) BEHRENDT G., 1955. Beiträge zur Ökologie des Rotfuchses *(Vulpes vulpes* L.) dargestellt an Untersuchungen im Raum zwischen Deister, Osterwald und Ith. Z. f. Jagdwissenschaft 1: 113-145, 161-183.

(49) BELL R. H.V., 1978. The function of research in wildlife management. Proc. 5^{lh} Regional Wildlife Conference in East and Central Africa, Gaborone, Botswana, July 1976 [501.

(50) BELL R. H. V., 1981. An outline of a management plan for Kasungu National Park, Malawi. In: Peter A. JEWELL & Sidney HOLT, Problems in management of locally abundant wild mammals, Academic Press, New York, pp. 69-89.

(51) BELLIS E. D. & H. B. GRAVES, 1971. Deer mortality on a Pennsylvania interstate highway. J. Wildl. Manage. 35 (2): 232-237.

(52) BELLROSE F. C., 1953. A preliminary evaluation of cripple losses in waterfowl. Trans. North Am. Wildl. Conf. 18: 337-360 [746],

(53) BELLROSE F. C., 1959. Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. Illinois Nat. Hist. Surv. Bull. 27 (3): 235-288 [34, 74, 139, 181, 316, 352, 600, 721,729, 794],

(54) BELLROSE Frank C„ 1976. The comeback of the wood duck. Wildl. Soc. Bull. 4 (3): 107-110. Wiederabdruck in: John T. RATTI. Lester D. FLAKE & W. Alan WENTZ (eds.), Waterfowl ecology and management: selected readings, The Wildlife Society, Bethesda, 1982, pp. 35-39.

(55) BENCZE L„ V. WALTER & G. K1SS. 1977. Umfang von Schälschäden des Rotwildes *(Cervus elaphus* L.) und Holzwertminderung in Pappelbeständen. Z. f. Jagdwissenschaft 23 (4): 214-218.

(56) BENDELL Barry E„ Patrick J. WEATHERHEAD & Robin K. STEWART, 1981. The impact of predation by red-winged blackbirds on European com borer populations. Can. J. Zool. 59 (8): 1535-1538.

(57) BERGERUD Arthur T., 1971. The population dynamics of Newfoundland Caribou. Wildl. Mon. 25, 55 pp.

(58) BERGERUD Arthur T., 1972. Changes in the vulnerability of ptarmigan tohunting in Newfoundland. J. Wildl. Manage. 36 (1): 104-109.

(59) BERGERUD A. T„ 1985. The additive effect of hunting mortality on the natural mortality rates of grause. In: Samuel L. BEASON & Sheila F. ROBERTSON (eds.), Game harvest management, Caesar Kleberg Wildlife Research Inst., Kingsville, Texas, pp. 345-366.

(60) BERGERUD A. T„ W. WYETT & B. SNIDER, 1983. The role of wolf predation in limiting a moose population. J. Wildl. Manage. 47 (4): 977-988.

(61) BERNDT R„ 1975. Vermindert sich die Fluchtdistanz unserer Greifvögel? Ber. deutsch. Sekt. int. Rat Vogelschutz 15: 98-100 [432],

(62) BERNDT Rudolf & Wolfgang WINNEL, 1976. Vogelwelt und Jagd. Ber. deutsch. Sekt. int. Rat Vogelschutz 16: 82-88 [353,432].

(63) BERTHOLD Peter, Gunter FLIEGE, Ulrich QUERNER & Hans WINKLER, 1986. Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen J. f. Ornithologie 127 (4): 397-437.

(64) BERTHOLD Peter & Ulrich QUERNER, 1979. Über Bestandsentwicklung und Fluktuationsrate von Kleinvogelpopulationen: Fünfjährige Untersuchungen in Mitteleuropa. Ornis Fennica 56: 110-123.

(65) BESSER J. F., 1973. Protecting seeded rice from blackbirds with methiocarb. Int. Rice Comm. Newsl. 22: 9-14 [519],

(66) BESSER J. F., 1976. 4-Aminopyridine for protecting crops from birds. A current review. Proc. Vertebr. Pest Conf. 7: 11-16 [266].

(67) BEZZEL E„ 1973. Verstummen die Vögel? Ehrenwirth, München [605].

(68) BEZZEL Einhard, 1987. Gnade für die »diebische« Elster! Tier, August 1987.

(69) BIRKS J. D. S. & N. DUNSTONE, 1984. A note on prey remains collected from the dens of feral mink (*Mustela vison)* in a coastal habitat. J. Zool. 203 (2): 279-281.

(70) B1ADI F. & A. THEME, 1977. Evolution comparee sur un niernc tcrritoire de populations de faisans naturels et de faisans issus d'elevage. Bull, mensuel Off. Nat. Chasse, Numero special scientifique et technique, Nov. 1977, pp. 5-46.

(71) BIRKAN M. G., 1973. Reussite des lächers de perdrix grise (*Perdix perdix* L.) et de perdrix rouge (*Alectoris rufa* L.) d'elevage. Union internationale des biologistes du gibier, Actes du X^{e} Congres, Paris 3-7 Mai 1971, ONC, pp. 345-358.

(72) BIRKAN M.. 1977. Lachers de perdrix grise d'elevage, *Perdix perdix* L„ valeur pour le repeuplement. I. Les lächers de jeunes perdrix en ete. Bulletin mensuel Off. Nat. Chasse, Numero special scientifique et technique, Nov. 1977, pp. 47-83.

(73) BIRKAN M. & J. P. DAMANGE, 1977. Lächers de perdrix grise d'elevage, *Perdix perdix* L„ valeur pour le repeuplement. II. Les lächers de subadultes en novembre-decembre et d'adultes en mars. Bulletin mensuel Off. Nat. Chasse, Numäro special scientifique et technique, Nov. 1977. pp. 84-122.

(74) BISHOP Richard A., 1972. Waterfowl lead poisoning studies at Forney's Lake, Iowa. Proc. Iowa Acad. Sei. 79 (1): 12-13.

(75) BJARVALL A., 1983. Scandinavia's response to a natural repopulation of wolves. Acta zool. fem. 174: 273-275.

(76) BLAKE B. F.. 1983. Acomparative study of the diet of auks killed during an oil incident in the Skagerrak in January, 1981. J. Zool., London, 201 (1): 1-12.

(77) BLAKESLEY C. S. & J. C. McGREW, 1984. Differential vulnerability of lambs to coyote predation. Appl. Anim. Behav. Sei. 12 (4): 349-361.

(78) BLANK Terence H., 1970. The recovery of reared pheasants released on an English pheasant shoot. VIII Int. Congr. Game Biol., 22-27 August 1967. Helsinki, Finland. Finnish Game Research, Helsinki, pp. 361-365.

(79) BLÜMEL Hans & Rosemarie BLÜMEL, 1980. Wirbeltiere als Opfer des Straßenverkehrs. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 54 (8): 19-24.

(80) BOAG D. A„ K. H. McCOURT, P. W. HERZOG & J. H. ALWAY, 1979. Population regulation in spruce grouse: a working hypothesis. Can. J. Zool 57 (12): 2275-2284.

(81) BOGEL K.. H. MOEGLE, F. STECK. W. KROCZA & L. ANDRAL, 1981. Assessment of fox control in areas of wildlife rabies. Bull. World Health Org. 59 (2): 269-271.

(82) BOGGESS Edward K., Ronald D. ANDREWS & Richard A. BISHOP, 1978. Domestic animal losses to coyotes and dogs in Iowa. J. Wildl. Manage. 42 (2): 362-372.

(83) BOITANI L„ 1983. Wolf and dog competition in Italy. Acta Zool. Fennica 174: 259-264.

(84) BOITANI Luigi & Maria FABBRI (senza data). Censimento dei cani in Italia con particolarc riguardo al fenomeno del randagismo. Ricerche Biol. Selvaggina 73, 51 pp.

(85) BOITANI L. & R. M. VINDITTI, 1988. La volpe rossa. Edagricole, Bologna, VI + 241 pp.

(86) BONDIETTI Peppino, 1974. Lasciatcli vivere. Raccolta d'informazioni sulla cattura degli uccelli in Italia e il loro destino. Lugano, 56 pp.

(87) BONGARDS Marieluise, 1986 (1984/85). Zur Ökologie der Elster. Bund für Vogelschutz Ostwestfalen e.V.. 8: 10-17.

(88) BONNER W. N. & G. H1CKLING, 1971. The Grey Seals of the Farne Islands: report

for the period October 1969 to July 1971. Trans. Nat.-Hist. Soc. Northumberl. Durham, Newcastle upon Tyne, 17 (4): 141-162 [315],

(89) BONNER W. N. & G. HICKLING, 1971. Grey seals at the Farne Islands, a management plan. Natural Environment Research Council Report, 21 pp. [315].

(90) BONNER W.N.&G. HICKLING, 1974. Seals of the Farne Islands: 1971-73. Trans. Nat.-Hist. Soc. Northumberl. Durham, Newcastle upon Tyne, 42: 65-84 [315],

(91) BORKENHAGEN P„ 1979. Zur Nahrungsökologie streunender Hauskatzen (Felis sylvestris f. catus Linne, 1758) aus dem Stadtbereich Kiel. Z. Säugetierk. 44 (6): 375-383.

(92) BOURNE John & Michael J. DORRANCE. 1982. A field test of lithium Chloride aversion to reduce coyote predation on domestie sheep. J. Wildl. Manage. 46 (1): 235-239.

(93) BOWMAKER A. P„ 1963. Cormorant predation on two Central African lakes. Ostrich 34: 3-26.

(94) BOYD H„ K. L. NEWELL & G. E. J. SMITH, 1978. Sport hunting of gadwall and American wigeon in Canada and the United States, 1968-76, and its relationships to population changes. Canadian Wildl. Serv. Rep. Ser. 43: 101-109.

(95) BRAND Christopher J. & Lloyd B. KEITH, 1979. Lynx demography during a snowshoe hare decline in Alberta. J. Wildl. Manage. 43 (4): 827-849.

(96) BRATTON Susan P„ 1980 (1979). Impact of white-tailed deer on the Vegetation of Cades Cove, Great Smoky Mountains National Park. Proc. Ann. Conf. Southeastern Assoc. Fish. Wildl. Angencies 33: 305-312.

(97) BRAUN C. E., 1969. Population dynamics, habitat, and movements of the white-tailed ptarmigan in Colorado. Ph. D. Thesis, Colorado State Univ., Fort Collins, 189 pp. (59],

(98) BRAUN C. E. & G. E. RODGERS, 1971. The white-tailed ptarmigan in Colorado. Colorado Div. Game, Fish and Parks, Tech. Bull. 27, 80 pp. [59].

(99) BRAUNSCHWEIG A. von, 1967. Untersuchungen an Wildtieren im Jahre 1964 und 1965. Z. f. Jagdwissenschaft 13: 31-34.

(100) BRAY R. P., 1970. Measuring the mortality of released pheasants. VIII Int. Congr. Game Biol., 22.-27. August 1967, Helsinki, Finland. Finnish Game Research, Helsinki, pp. 366-368.

(101) BREHM K„ 1971. Seevogel-Schutzgebiet Hauke-Haien-Koog. Tier und Umwelt (N. F.) 6/7, 52 pp. [432],

(102) BRIDGELAND William T. & James W. CASLICK, 1983. Relationships between cornfield characteristics and blackbird damage. J. Wildl. Manage. 47 (3): 824-829.

(103) BROCKIE R. E„ 1982. Effect of commercial hunters on the number of possums, *Trichosurus vulpecula* in Orongorongo Valley, Wellington. New Zealand J. Ecol. 5: 21-28.

(104) BROSSET A., 1975. Regime alimentaire d'une population suburbaine de renards au cours d'un cycle annuel. Terre et Vie 29 (1): 20-30.

(105) BROSSET A„ 1982. La predation. Bull. Off. Nat. Chasse 54: 14-25 [619].

(106) BROWN C. A. J., 1983. Prey abundance of the European badger, *Meies meles* L., in north-east Scotland. Mammalia47 (1): 81-86.

(107) BROWN E. R., 1961. The black-tailed deer of western Washington. Washington Department of Game Biol. Bull. 13, 124 pp. [147],

(108) BRÜLL H., 1971. Studien am Birkwild in Beobachtungsrevier »Pellstedter Birkwildmoor« über 16 Jahre. 1954-1969. Z. Jagdwiss. 17 (2): 53-59.

(109) BRUNNER Hans, John W. LLYOD & Brian J. COMAN, 1975. Fox scat analysis in a forest park in south-eastern Australia. Australian Wildl. Res. 2: 147-154.

(110) BÜRGGRAAF-VAN NIEROP Yvonne D. & E. Van der MEIJDEN, 1984. The influence of rabbit scrapes on dune Vegetation. Biol. Cons. 30 (2): 133-146.

(111) BURNHAM K. P. & D. R. ANDERSON, 1984. Tests of compensatory vs. additive hypotheses of mortality in mallards. Ecology 65 (1): 105-112.

(112) BURNS Richard J., 1983. Coyote predation aversion with lithium Chloride management implications and comments. Wildlife Soc. Bull. 11 (2): 128-133.

(113) BUSKIRK Steven W. & Stephen O. MacDONALD, 1984. Seasonal food habits of marten in south-central Alaska. Canadian J. Zool. 62 (5): 944-950.

(114) CABANES G., 1986. Sanglier, plus vous payez, moins vous en tirez. R. N. de la Chasse 464: 90-92 [484],

(115) CADBURY C. J. & J. R. FITZHERBERG-BROCKHOLES, 1983. Grey herons at trout farms in England and Wales. In: P. EVANS, H. HAFNER & P. L'HERMITE (eds.), Shorebirds and large wading birds: management and conservation, CEC, Brüssel pp. 166-171 [193],

(116) CALLIGARIS Chiara, Fabio PERCO & Franco PERCO, 1976. La gestione del patrimonio faunistico nella provincia di Trieste. Ric. Biol. Selvaggina 7, Supplement: 155-207.

(117) CAMERON J. F., 1971. Closure of woodcock season because of DDT in New Brunswick. Biol. Cons. 3: 233.

(118) CAMPBELL Howard, Donald K. MARTIN, Paul E. FERKOVICH & Bruce K. HARRIS, 1973. Effects of hunting and some other environmental factors on scaled quail in New Mexico. Wildl. Mon. 34: 49 pp.

(119) CAMPREDON P., 1979. Quelques donnees concernant l'hivernage des limicoles sur le bassin d'Arcachon (Gironde). L'Oiseau et Revue Fran?. Ornith. 49: 113-131 [432],

(120) CANESTRI-TROTTI Giorgio, Luigi CORRADINI & Stefano BASSI, 1988. Osservazioni sulle elmintiasi gastrointestinali di lepri delle provincie di Ferrara e Modena e lepri di importazione. In: Mario SPAGNESI & Silvano TOSO (a cura di), Atti del I Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 14: 317-321.

(121) CASSOLA Fabio, 1981. La caccia in Italia. La Nuova Italia, Florenz, 135 pp.

(122) CASSON John E. & W. D. KLIMSTRA, 1983. Winter foods of mink in southern Illinois. Trans. Illinois State Acad. Sei. 76 (1 & 2): 281-292.

(123) CĂTUNEANU Ion I., 1982. Oiseaux et petits mammiferes qui nichent dans les nids de pie bavarde *(Pica pica).* Trav. Mus. Hist. Nat. »Grigore Antipa« 24: 209-231.

(124) CAUGHLEY G„ 1970. Eruption of ungulate populations, with emphasis on Himalayan thar in New Zealand. Ecology 51: 53-72.

(125) CAUGHLEY G„ 1974. Productivity, offtake, and rate of increase. J. Wildl. Manage. 38 (3): 566-567.

(126) CAUGHLEY Graeme, 1981. Overpopulation. In: Peter A. JEWELL & Sidney HOLT (eds.), Problems in management of locally abundant wild mammals. Academic Press, New York & London, pp. 7-19.

(127) CAUGHLEY Graeme, 1985. Harvesting wildlife: past, present, and future. In: Samuel L. BEASOM & Sheila F. ROBERTSON (eds.), Game harvest management, Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Kingsville, Texas, pp. 3-14.

(128) CAVAN1 Claudio, 1989. Qualitä della dieta della volpe in un'area costiera mediterranea. Primo simposio italiano sui Carnivori, Pavia 16-17 marzo 1980. Riassunti delle comunicazioni e dei poster, p. 9.

(129) CHANIN P. R. F. & Ian LINN, 1980. The diet of the feral mink *(Mustela vison)* in southwest Britain. J. Zool., London, 192 (2): 205-223.

(130) CHAPMAN Douglas G., 1981. The northern für seal - an example of complexity. In: Peter A. JEWELL & Sidney HOLT (eds.), Problems in management of locally abundant wild mammals, Academic Press, New York, pp. 193-204.

(131) CHAPMAN Joseph A,, Charles J. HENNY & Howard M. WIGHT, 1969. The status, population dynamics, and harvest of the dusky Canada goose. Wildl. Mon. 18: 48 pp.

(132) CHANIN Paul, 1985. The natural history of the otter. Facts on File Publications, New York, xi +179 pp.

(133) CHANIN P. R. F. & D. J. JEFFERIES, 1978. The decline of the otter *Lutra lutra* L. in Britain: an analysis of hunting records and discussion of causes. Biol. J. Linnean soc. 10 (3): 305-328.

(134) CHITTY D,, 1967. The natural selection of self-regulatory behaviour in animal population. Proc. Ecol. Soc. Aust. 2: 51-78 |3821.

(135) CHRISTIAN J. J.. J. A. LLOYD & D. E. DAVIS, 1965. The role of endocrines in the self-regulation of mammalian populations. Recent Progr. Hormone Res. 21: 501-571 [382],

(136) CIAMPAL1NI Barbara & S. LOVARI, 1985. Food habits and trophic niche overlap of the badger (*Meies meles* L.) and the red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a Mediterranean coastal area. Z. f. Säugetierk. 50 (4): 226-234.

(137) CIVARDI Angelo. 1989. Esperienze italiane di immunizzazione orale delle volpi contro la rabbia: validitä del metodo e risultali ottenuti. Primo simposio italiano sui Carnivori. Pavia 16-17 marzo 1989, Riassunti delle communicazioni e dei poster, p. 22.

(138) CLARK C., 1976. Mathematical bioeconomics: the optimal management of renewable resources. Wiley, New York, 352 pp. [470]

(139) CLAUSEN B. & C. WOLSTRUP. 1979. Lead poisoning in game from Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 11 (2): 22 pp.

(140) CLEMENT R. & M. C. SA1NT-GIRONS, 1982. Notes sur les mamiferes de France. XVIII. Le regime de la fouine, *Martes foina* (Erxleben, 1777) dans l'agglomeration nantaise et en milieu rural. Mammalia 46 (4): 550-553.

(141) CLOVER M. R., 1954. A portable deer trap and catch-net. Calif. Fish Game 40 (4): 367-373. [488],

(142) CLOVER M. R. 1956. Single-gate deer trap. Calif. Fish Game 42 (2): 199-201 1488],

(143) COLEMAN J. I)., 1971. The distribution. numbers, and food of the rook *Corvus frugilegus frugilegus* L. in Canterbury, New Zealand. N. Z. J. Sei. 14: 494-506.

(144) COMAN B. J„ 1973. The diet of red foxes, *Vulpes vulpes* L„ in Victoria. Aust. J. Zool. 21: 391-401.

(145) COMAN Brian J. & Hans BRUNNER, 1972. Food habits of the feral house cat in Victoria. J. Wildl. Manage. 36 (3): 848-853.

(146) CONDE N„ NGUYEN-THI-THU-CUC, F. VA1LLANT & P. SCHAUENBERG, 1972. Le regime alimentaire du chat forestier *(Felis silvestris* Sehr.) en France. Mammalia 36 (1): 112:119.

(147) CONNOLLY Guy E„ 1981. Limiting factors and population regulation. In: Olof C. WALLMO (ed.). Mule and black-tailed deer of North America. A Wildlife Management Institute Book, University of Nebraska Press, Lincoln, pp. 245-285.

(148) CONOVER Michael R., 1985. Alleviating nuisance Canada goose problems through methiocarb-induced aversive conditioning. J. Wildl. Manage. 49 (3): 631-636.

(149) CONOVER Michael R., 1985. Protecting vegetables from crows using an animated crow-killing owl model. J. Wildl. Manage. 49 (3): 643-645.

(150) CONOVER Michael R.. Joseph G. FRANCIK & Don E. MILLER, 1977. An experimental evaluation of aversive conditioning for Controlling coyote predation. J. Wildl. Manage. 41 (4): 775-779.

(151) CONRAD Bernhard & Wolfgang POLTZ, 1976. Vogelschutz in Europa. Kilda, Greven, 92 pp.

(152) CONSIGLIO Carlo, 1980. No alla caccia. Le ragioni di una battaglia ecologica ormai indilazionabile. Seconda edi/.ione ampliata e aggiornata. Savelli. 121 pp.

(153) CONSIGLIO Carlo, 1981. Una società a misura di natura L'alternativa, Catania, 3: 205 pp.

(154) CONSIGLIO Carlo, 1988. Dentro le gabbie. Sono ancora utili gli zoo? Borla, Rom, 254 pp.

(155) COOCH F. Graham, 1979. Can ducks be managed by regulation? Can ducks be managed by regulation in Canada? Trans. N. Am. Wildl. Nat. Res. Conf. 44: 127-129.

(156) COOK R. S., M. WHITE, D. O. TRAINER & W. C. GLAZENER, 1971. Mortality of young white-tailed deer fawns in south Texas. J. Wildl. Manage. 35 (I): 47-56 |382|.

(157) CORBET Gordon & Denys OVENDEN, 1980. The Mammals. Collins, Glasgow. Traduzione italiana: Guida dei Mammiferi d'Europa, Atlante illustrato a colori. Muzzio, Padua, 1985, 288 pp.

(158) CORBETT L., 1979. Feeding ecology and social Organization of wildcats *(Felis silvestris*) and domestic cats *(Felis catus)* in Scotland. Ph. D. Thesis. University of Aberdeen. 296 pp. [559],

(159) COULSON G. M.. 1982. Road-kills of macropods on a section of highway in central Victoria. Aust. Wildl. Res. 9 (1): 21-26.

(160) COVA C. T., 1979. Importanza pratica degli uccelli insettivori nella difesabiologica delle coltivazioni agrarie. In: Seminario su aspetti scientifici e tecnici dei problemi di sicurezza per l'uomo, Settore n. 1: Sicurezza ecologica cd agraria: agricoltura biologica. Vol. 3, Universitä degli studi di Pavia. pp. 47-59.

(161) COWAN D. P, 1984. The use of ferrets (*Musiela furo)* in the study and management of the European wild rabbit *(Oryctolagus cuniculus).* J. Zool., London, 204 (4): 570-574.

(162) CRAIGHEAD J. J. & F. C. CRA1GHEAD jr„ 1956. Hawks, owls and wildlife. Wildl. Management Inst., Washington, 443 pp. [712].

(163) CRAMP S. (ed.). Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Vol. I, 1977, 722 pp., 108 pl. Vol. II, 1980, 695 pp., 96 pl. Vol. III, 1983, 913 pp., 105 pl. Vol. IV, 1985, 960 pp., 98 pl. Vol. V, 1988, 1063 pp., 84 pl. Oxford University Press, Oxford.

(164) CRAVEN S. R., 1984. Unusual damage caused by muskrats, *Ondatra zibethicus.* Canadian Field Nat. 98 (1): 55-56.

(165) CRAVEN Scott R. & Richard A. HUNT, 1984. Fall food habits of Canada geese in Wisconsin. J. Wildl. Manage. 48 (1): 169-173.

(166) CREMA Giulia & Laura LAZZARETTI, 1989. Alimentazione della volpe in un'area rurale mediterranea. Uso delle risorse di origine antropica. Primo simposio italiano sui Carnivori, Pavia 16-17 marzo 1989, Riassunti delle comunicazioni e dei poster, p. 8.

(167) CRETE Michel, 1982. Population dynamics of moose *(Alces alces americana)* in southwestern Quebec. Dissertation Abstr. int. (B) 42 (10): 3935.

(168) CRETE Michel & Helene JOLICOEUR, 1985. Comparing two systems of moose management for harvest. Wildlife Soc. Bull. 13 (4): 464-469.

(169) CRETE Michel, Robert J. TAYLOR & Peter A. JORDAN, 1981. Optimization of moose harvest in Southwestern Quebec. J. Wildl. Manage. 45 (3): 598-611.

(170) CREUTZ Gerhard 1964. Ernährungsweise, Nahrungsauswahl und Abwehr des Graureihers (*Ardea cinerea* L.). Zool. Abhandl. aus dem staatl. Museuni für Tierkunde in Dresden 27 (2): 29-64 [46].

(171) CUMMING H. G., 1974. Annual yield, sex and age of moose in Ontario as indices to the effects of hunting. Naturaliste can. 101 (3-4): 539-558.

(172) CUMMING H. G., 1974. Fraying behaviour and management of roe deer. In: V. GEIST & F. WALTHER (eds.), The behaviour of ungulates and its relation to management, IUCN Publication (N. S.) 24, vol. 2, Morges, pp. 813-829.

(173) DANILOV P. I. & O. S. RUSAKOV, 1969. The ecology of the polecat, *Musiela putorius,* in North-Western European Russia. Zool. Zh. 48: 1385-1395 |558].

(174) DAVIS J. R„ 1955. Food habits of the polecat in Alabama. M. S. Thesis, Alabama Polytechnic Inst., 79pp. [262|.

(175) DAWKINS Marian Stamp, 1980. Animal suffering: the science of animal welfare. Chapman & Hall, London & New York, viii + 149 pp.

(176) DAY M. G., 1968. Food habits of British stoats (*Mustela erminea)* and weasels *(Mustela nivalis).* J. Zool., London, 155 (4): 485-497.

(177) DAY M. G. & Ian LINN, 1972. Notes on the food of feral mink *Mustela vison* in England and Wales. J. Zool., London, 167 (4): 463-473.

(178) DE FRANCESCHI Paolo, 1988. La situazione attuale dei Galliformi in Italia. Ricerche recenti o ancora in corso. Problemi di gestione e prospettive per il futuro. In: Mario SPAGNESI & Silvano TOSO (a cura di), Atti del I Convegno nazionale dei biologi della selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 14: 129-168.

(179) DE GRAZIO J. W„ J. F. BESSER. T. J. DECINO, J. L. GUARINO & E. W. SCHAFER jr., 1972. Protecting ripening com from blackbirds by broadcasting 4-aminopyridine baits. J. Wildl. Manage. 36 (4): 1316-1320.

(180) DE GRAZIO J. W„ J. F. BESSER, T. J. DECINO, J. L. GUARINO & R. I. STARR. 1971. Use of 4-aminopyridine to protect ripening com from blackbirds. J. Wildl. Manage. 35 (3): 565-569.

(181) DELBONO Giancarlo, 1970, II saturnismo degli uccelli acquatici. Annali Fac. Med. Vet. Pisa 23: 102-151.

(182) DELIBES M„ 1978. Feeding habits of the stone marten in northern Burgos Spain. Z. Säugetierk. 43: 282-288 [557],

(183) DEMASTER Douglas P„ 1981. Incorporation of density dependence and harvest into a general population model for seals. In: Charles W. FOWLER & Tim D. SMITH (eds.), Dynamics of large maminal populations, Wiley, New York, pp. 389-401.

(184) DESTEFANO Stephen & Donald H. Rusch, 1982. Some historical aspects of ruffed grouse harvests and hunting regulations in Wisconsin. Trans. Wisc. Acad. Sei. 70: 27-35.

(185) DEVORT M„ B. TROLLIET & J. VE1GA, 1988. Sur la migration postnuptiale de la tourterelle des bois *(Streptopelia turtur turtur*) en Gironde. Gibier Faune Sauvage 5: 61-70.

(186) DICKINSON Nathaniel R„ 1983. An example of theeffect of underharvesting on a deer population. New York Fish Game J. 30 (2): 231-232.

(187) DIXON Kenneth R. & Michael C. SWIFT, 1981. The optimal harvesting concept in furbearer management. In: Joseph A. CHAPMAN & Duane PURSLEY (eds.), Worldwide Furbearer Conference Proceedings, August 3-11, 1980, Frostburg, Maryland, USA, vol. 2, pp. 1524-1551.

(188) DOLBEER R. A„ A. R. ST1CKLEY & P. P. WORONECKI, 1978. Stärling, *Sturnus vulgaris,* damage to sprouting wheat in Tennessee and Kentucky, U. S.A. Prot. Ecol. 1: 159-169 [228].

(189) DOORNBOS G., 1979. Winter food habits of smew *Mergus albellus* L. on Lake Yssel, the Netherlands: species and size selection in relation to fish stock. Ardea 67: 42-48 [193],

(190) DOUGLAS M.J. W„ 1965. Notes on the red fox *(Vulpes vulpes)* near Braemar, Scotland. J. Zool. 147: 228-233.

(191) DOUGLAS M. J. W., 1971. Behaviour responses of red deer and chamois to cessation of hunting. New Zealand Journal of Science 14: 507-518.

(192) DRAULANS Dirk, 1987. The effectiveness of attemps to reduce predation by fish-eating birds: a review. Biol. Cons. 41 (3): 219-232.

(193) DRAULANS Dirk, 1988. Effects of fish-eating birds on fresh-water stocks: an evaluation. Biol. Cons. 44: 251-263.

(194) DUNSTONE N. & J. D. S. BIRKS, 1987. The feeding ecology of mink *(Mustela vison)* in coastal habitat. J. Zool., London, 212 (1): 69-83.

(195) DYER M. I., 1975. The effects of red-winged blackbirds *(Agelaius phoeniceus* L.) on biomass produetion of com grains *(Zea mays* L.). J. Appl. Ecol. 12: 719-726.

(196) DYER M. I., J. PINOWSKI & B. PINOWSKA, 1977. Population dynamics. In: Jan

PINOWSKI & S.Charles KENDEIGH (eds.), Granivorous birds in ecosystems, their evolution. populations. energetics, adaptations, impact and control. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 53-105.

(197) DYER M. I. & P. WARD, 1977. Management of pest situations. In: Jan PINOWSKI & S. Charles KENDEIGH (eds.), Granivorous birds in ecosystems, their evolution. populations, energetics, adaptations, impact and control, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 267-301.

(198) EARLE Richard D. & Kenneth R. KRAMM, 1982. Correlation between fisher and porcupine abundance in Upper Michigan. Am. Midi. Nat. 107 (2): 244-249.

(199) EBBINGE B„ 1985. Goose damage in the Netherlands. In: A. Rüger (ed.), Extent and control of goose damage to agricultural crops, Int. Waterfowl Res. Bureau, Special Publication 5: 25-27.

(200) EBERHARD Thomas, 1954. Food habits of Pennsylvania house cats. J. Wildl. Manage. 18 (2): 284-286.

(201) EBERHARDT L. L.. 1977. »Optimal« management policies for marine mammals. Wildl. Soc. Bull. 5 (4): 162-169.

(202) EBLE M., 1963. Ernährungsbiologische Untersuchungen an *Turdus philomelos* Brehm, *Turdus merula* L. und *Sturnus vulgaris* L. Wiss. Z. Univ. Halle, Math.-Nat. Kl. 12: 211-234 [297],

(203) ELDER W. H., 1955. Fluoroscopic measures of hunting pressure in Europe and North America. North Amer. Wildl. Conf. Trans. 20: 298-321 [378],

(204) ELDER W. H„ 1955. Fluoroscopic measures of shooting pressure on Pink-footed and Greylag Geese. Wildfowl Trust Ann. Rep. 7: 123-126 [378],

(205) ELLISON Laurence N„ Patrick LEONARD & Emmanuel MF.NONI, 1988. Effect of shooting on a black grouse population in France. In: Mario SPAGNESI & Silvano TOSO (a cura di), Atti dei I Convegno Nazionale dei biologi della selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 14: 117-128.

(206) ELLISON Lawrence N., Yann MAGNANI & Robert CORTI. 1981. Comparaison entre une population chass6e et trois populations non chassees de tetras lyre dans les Alpes frangaises. Bull, mensuel ONC, Numero scientifique et technique Tetraonides, decembre 1981, pp. 227-242.

(207) ELSON P. F., 1962. Predator-prey relationship between fisheating birds and Atlantic salmon. Fish. Res. Board Canada Bull. 133: 1-87.

(208) ENGLERT H. K„ 1956. Woran geht das Fallwild zugrunde? Z. f. Jagdwissenschaft 2 (4): 220-229.

(209) ENGLUND Jan, 1965. Studies of food ecology of the red fox *(Vulpes* v.) in Sweden. Viltrevy Swedish Wildlife 3 (4): 377-485.

(210) ENGLUND Jan, 1965. The diet of foxes *(Vulpes vulpes*) on the island of Gotland since mixomatosis. Viltrevy Swedish Wildlife 3 (6): 507-530.

(211) ENGLUND Jan, 1969. The diet of fox cubs *(Vulpes vulpes)* in Sweden. Viltrevy Swedish Wildlife 6(1): 1-39.

(212) ERLINGE Sam, 1969. Food habits of the otter Lutra lutra L. and the mink Mustela vison Schreber in a trout water in southern Sveden. Oikos 20 (1): 1-7.

(213) ERLINGE S„ 1975. Feeding habits of the weasel Mustela nivalis in relation to prey abundance. Oikos 26: 378-384.

(214) ERLINGE Sam, Görgen GÖRANSSON, Göran HÖGSTEDT, Göran JANSSON, Olof LIBERG, Jon LOMAN, Ingvar N. NILSSON, Torbjörn von SCHANTZ & Magnus SYLVEN, 1984. Can vertebrate predators regulate their prey? American Naturalist 123 (1): 125-133.

(215) ERNST F., 1975. Vom Schälen des Rotwildes in Gebirgslagen. Z. f. Jagdwissenschaft 21 (2): 118-128.

(216) ERRINGTON Paul L., 1934. Vulnerability of bob-white populations to predation. Ecology 15(2): 110-127.

(217) ERRINGTON P. L„ 1945. Some contributions of a fifteen-year local study of the northern bobwhite to a knowledge of population phenomena. Ecol. Mon. 15 (1): 1-34.

(218) ERRINGTON Paul L., 1967. On predation and life. Iowa State University Press, Arnes, Iowa, xiv+277 pp.

(219) ERRINGTON P. L. & F. N. HAMERSTROM jr„ 1935. Bobwhite winter survival on experimentally shot and unshot areas. Iowa State Coli. J. Sei. 9: 625-639.

(220) ERRINGTON P. L. & F. N. HAMERSTROM jr„ 1936. The northern bobwhite's winter territory. Iowa State Coli. Agric. Exp. St. Res. Bull. 201: 443 pp. [638],

(221) EULER David & Michael M. MORRIS, 1984. Simulated population dynamics of white-tailed deer in an any-deer hunting system. Ecological Modell. 24 (3-4): 281-292.

(222) EVANS P. R. & M.W. PIENKOWSKI, 1982. Behaviour of shelducks *Tadorna tadorna* in a winter flock: does regulation occur? J. Anim. Ecol. 51: 241-262.

(223) EVRARD J. O., 1970. Assessing and improving the ability of hunters to identify flying waterfowl. J. Wildl. Manage. 34: 114-128 [33],

(224) FA1RLEY J. S., 1972. Food of Otters (*Lutra lutra)* from Co. Galway, Ireland, and notes on other aspects of their biology. J. Zool., London, 166 (4): 469-474.

(225) FAIRLEY J. S. & S. C. WILSON, 1972. Autumn food of Otters (*Lutra lutra)* on the Agivey River, County Londonderry, Northern Ireland. J. Zool., London, 166 (4): 468-469.

(226) FAVRE David S. & Gretohen OLSEN, 1982. Surplus population: a fallacious basis for sport hunting. Society for Animal Rights, inc., Clark Summit, Pa., 12 pp.

(227) FEARE C. J., 1974. Ecological studies of the rook *(Corvus frugilegus* L.) in North East Scotland. Damage and its control. J. Appl. Ecol. 11: 897-914.

(228) FEARE Christopher, 1984. The Starling. Oxford University Press, Oxford, xiii + 315 pp.

(229) FEARE C. J., A. J. ISAACSON, P. A. SHEPPARD & Jacqui M. HOGAN, 1981. Attempts to reduce starling damage at dairy farms. Protection Ecology 3: 173-181.

(230) FEARE C. J. & K. P. SWANNACK, 1978. Starling damage and its prevention at an open fronted calf yard. Anim. Prod. 26: 259-265.

(231) FEARE C. J. & J. T. WADSWORTH, 1981. Starling damage on farms using the complete diet system of feeding dairy cows. Anim. Prod. 32: 179-183.

(232) FERRELL Carol M„ Howard R. LEACH & Daniel TILLOTSON, 1953. Food habits of the coyote in California. Calif. Fish Game 39 (3): 301-341.

(233) FIECHTER Arthur, 1988. Survie et dispersion de lievres importes et de levrauts

d'elevage laches. In: Mario SPAGNESI & Silvano TOSO (a cura di), Atti dei I Convegno Nazionale dei biologi della selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 14: 233-246.

(234) FIECHTER A„ M. BENMERGUI, S. MARCHANDEAU, B. SCHERRER, A. FRANCOIS & Y. LABOUS, 1988. Influence du mode de lächer et du mode d'elevage sur la reussite d'operations de lächer de levrauts (*Lepus europaeus).* Gibier Faune Sauvage5: 1-14.

(235) FIECHTER A„ P. HAVET, J. Y. FOURNIER & A. BROUILLARD, 1978. Experiences et resultats de lächer de levrauts d'elevage tires ä Vendenesse s/ Arroux. Bulletin mensuel Office national de la chasse, Numero special scientifique et technique, Nov. 1978, pp. 83-114.

(236) FINLEY Mack T. & Michael P. DIETER, 1978. Toxicity of experimental lead-iron shot versus commercial lead shot in mallards. J. Wildl. Manage. 42 (1): 32-39.

(237) FISCHER Charles A. & Lloyd B. KEITH, 1974. Population responses of central Alberta ruffed grouse to hunting. J. Wildl. Manage. 38 (4): 585-600.

(238) FISCHER J„ N. SIMON & J. VINCENT, 1969. Wildlife in danger. Viking Press, New York, 368 pp. [633],

(239) FITZGERALD B. M. & B. J. KARL, 1979. Foods of feral house cats *(Felis catus* L.) in forest of the Orongorongo Valley, Wellington. N. Z. J. Zool. 6: 107-126.

(240) FOG J0rgen. 1964. Dispersal and survival of released mallards *(Anas platyrhynchos).* Dan. Rev. Game Biol. 4 (3): 1-57.

(241) FOG Jorgen, 1971. Survival and exploitation of mallards *(Anas platyrhynchos)* released for shooting. Dan. Rev. Game Biol. 6 (4): 12 pp.

(242) FOG Mette, 1963. Distribution and food of the Danish rooks. Dan. Rev. Game Biol. 4(1): 61-110.

(243) FOG M., 1979. *Branta bernicla* in relation to agriculture in Denmark. In: M. SMART (ed.), First technical meeting on Western Palearctic migratory bird management Proceedings, Intern. Waterfowl Res. Bur., p. 121.

(244) FOG M„ 1980. International Waterfowl Research Bureau 26th Executive Board Meeting, Sapporo, Hokkaido, Japan, 18 to 22 February 1980, Minutes, p. 14.

(245) FOG M„ 1982. Prevention of crop damage, In: D. A. SCOTT (ed.), Managing wetlands and their birds, A manual of wetland and waterfowl management, Proceedings of the Third technical meeting on Western Palearctic migratory bird management, held at the Biologische Station Rieselfelder Münster, Federal Republic of Germany, 12-15 October 1982. IWRB, Slimbridge, pp. 227-232.

(246) FOG M„ 1985. Goose damage in Denmark. In: A. RÜGER (ed.), Extent and control of goose damage to agricultural crops, Int. Waterfowl Res. Bur., Special Publication 5: 39-43.

(247) FOLK Robert H. III & R. Larry MARCHINTON, 1980. Effects of intensive deer hunting on behavior of wild turkey. J. Wildl. Manage. 44 (4): 922-927.

(248) FORBES T. O. A. & A. N. LANCE, 1976. The Contents of fox scats from western Irish blanket bog. J. Zool. 179 (2): 224-226.

(249) FORTUNA Paola, 1987. Studio dell'alimentazione dello Storno *Sturnus vulgaris* nel Lazio. Universitä degli studi di Roma »La Sapienza«, Facoltä di Scienze matematiche, fisiche e naturali, Tesi di laurea, 178 pp., 1 tav. fuori testo.

(250) FORTUNA Paola, 1988. L'alimentazione della popolazione di Storni *(Slurnus vulgaris*) svernante a Roma. Naturalista sicil. (4) 12 (suppl.): 113-114.

(251) FOSTER J. B. & M. J. COE, 1968. The biomass of game animals in Nairobi National Park, 1960-1966. J. Zool. 155 (4): 413-425.

(252) FOURNIER Olivier & Sylviane FOURNIER, 1985. L'ouverture de la chasse aux canards pendant leur reproduction. Le Courrier de la Nature 96: 34-38.

(253) FRAGUGLIONE D., 1973. Les problemes poses par les entreprises de repeuplement avec le lievre commun *(Lepus europaeus* Pallas 1778). Actes du X[e] Congres de l'Union Internationale des Biologistes du Gibier, Paris 3-7 Mai 1971, Office national de la chasse, Paris, pp. 491-505.

(254) FRANK Laurence G., 1979. Selective predation and seasonal Variation in the diet of the fox *(Vulpes vulpes)* in N. E. Scotland. J. Zool., London, 189 (4): 526-532.

(255) FRANKEL O. H. & M. E. SOULE, 1981. Conservation and evolution. Cambridge University Press, Cambridge.

(256) FRANKLIN Carlyle, Gerald MOORE & Lewis ROGER, 1985. Selective harvesting of white-tailed buck deer on Groton plantation in South Carolina. In: Samuel L. BEASOM & Sheila F. ROBERTSON (eds.), Game harvest management, Caesar Kleberg Wildlife Research Inst., Kingsville, Texas, pp. 175-183.

(257) FRANKLIN I. R., 1980. Evolutionary change in small populations. In: M E. SOULE & B. A. WILCOX (eds.), Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective, Sinaucr Associates, Sunderland, Mass., pp. 135-149.

(258) FREDDY David J„ 1982. Predicting mule deer harvest in Middle Park, Colorado. J. Wildl. Manage. 46 (3): 801-806.

(259) FREDRICKSON LEIGH H„ Thomas S. BASKETT, George K. BRAKHAGE & Vivian C. CRAVENS, 1977. Evaluating cultivation near duck blinds to reduce lead poisoning hazard. J. Wildl. Manage. 41 (4): 624-631.

(260) FRIEND M„ P. D. HAGEN, D. J. VOROS & M. E. McDONALD, 1981. Disease Problems in North American swans. In: G. V. T. MATTHEWS & M. SMART (eds.), Second International Swan Symposium, Sapporo, Japan, 21.-22. Februar 1980, Proceedings, pp. 318-319.

(261) FRITTS Steven H. & L. David MECH, 1981. Dynamics, movements and feeding ecology of a newly protected wolf population in north-western Minnesota. Wildl. Mon. 80: 79 pp.

(262) FRITTS Steven H. & John A. SEALANDER, 1978. Diets of bobcats in Arkansas with special reference to age and sex differences. J. Wildl. Manage. 42 (3): 533-539.

(263) FRUZINSKI Bogustaw & Leslaw Labudzki, 1982. Sex and age structure of a forest roe deer population under hunting pressure. Acta theriol. 27 (26): 377-384.

(264) FÜLLER W. A., 1969. Changes in numbers of three species of small rodent near Great Slave Lake, N. W. T., Canada, 1964-1967, and their significance for general population theory. Ann. Zool. Fennici 6: 113-144 (382).

(265) GAGNON Marcel-Aime, 1975. La tragedie du canard empoisonne. Quebec Sei. 14 (3): 18-21.

(266) GARRISON Malvyn V.. Donald F. MOTT, Mary R. QUELLETTE & Gilbert HOLQUIN, 1979. A tableted com bait to deliver uniform dosage of 4-aminopyridine to red-winged blackbirds. J. Wildl. Manage. 43 (3): 743-747.

(267) GASAWAY William C., Robert O. STEPHENSON, James L. DAVIS, Peter E. K. SHEPHERD & Oliver E. BURRIS, 1983. Interrelationships of wolves, prey, and man in interior Alaska. Wildl. Mon. 84: 50 pp.

(268) GAVRILOV E. I., 1962. A contribution to the biology of the Spanish Sparrow *Passer hispaniolensis transcaspicus.* Ibis 104: 416-417.

(269) GAVRILOV E. I., 1963. The biology of the Eastern Spanish Sparrow, *Passer hispaniolensis transcaspicus* Tschusi, in Kazakhstan. J. Bombay nat. hist. soc. 60: 301-317.

(270) GEE C. K„ R. S. MAGLEBY, W. R. BAILEY, R. L. GUM & L. M. ARTHUR, 1977. Sheep and lamb losses to predators and other causes in the Western United States. U. S. Dep. Agric., Nat. Res. Econ. Div., Econ Res. Serv., Agric. Econ. Rep. 369: 41 pp. [563],

(271) GEIGER C., 1984. Graureiher *Ardea cinerea* und Fischerei in Fliessgewässern. Ornith. Beob. 81: 111-131.

(272) GEIS Aelred D„ R. Kahler MARTINSON & David R. ANDERSON, 1969. Establishing hunting regulations and allowable harvest of mallards in the United States. J. Wildl. Manage. 33 (4): 848-859.

(273) GEIS A. D. & D. TABER, 1963. Measuring hunting and other mortality. In: H. S. MOSBY (ed.), Wildlife investigation techniques, 2nd edition, Edwards, Ann Arbor, Michigan, pp. 284-298.

(274) GEIST V., 1971. A behavioural approach to the management of wild ungulates. In: E. DUFFEY & A. S. WATT (eds.), The scientific management of animal and plant communities for conservation, The 11th Symposium of the British Ecological Society University of East Anglia, Norwich 7-9 July 1970, Blackwell, Oxford, pp. 413-424.

(275) GERDES Klaus & Harro REEPMEYER, 1983. Zur räumlichen Verteilung überwinternder Saat- und Bleßgänse *(Anser fabalis* und *A. albifrons)* in Abhängigkeit von naturschutzschädlichen und fördernden Einflüssen. Vogelwelt 104 (2): 54-67.

(276) GEROUDET Paul, 1977. L'evolution du peuplement hivernal des oiseaux d'eau sur le lac et le Rhone genevois de 1950 ä 1976. Centrale ornithologique romande, 18 pp. (Manuskript).

(277) GIBB JohnA., 1981. What determines the numbers of small herbivorous mammals? New Zealand J. Ecol. 4: 73-77.

(278) GILBERT Frederick F., 1976. Impact energy thresholds for anesthetized raccoons, mink, muskrats, and beavers. J. Wildl. Manage. 40 (4): 669-676.

(279) GILBERT Frederick F., 1981. Maximizing the humane potential of traps. The Vital and the Conibear. In: Joseph A. CHAPMAN & Duane PURSLEY (eds.), Worldwide furbearer conference Proceedings, August 3-11, 1980, Frostburg, Maryland USA, Volume III, pp. 1630-1646.

(280) GILBERT F. F. & N. CROFTON, 1982. Terminal dives in mink, muskrat and beaver. Physiology & Behavior 28 (5): 835-840.

(281) GILES Robert H. jr., 1978. Wildlife management. Freeman, San Francisco, ix+ 416 pp.

(282) GIOVANNINI Armando, Valter TROCCHI, Gloria SAVIGNI & Mario SPAGNESI, 1988. Immissione in un'area controllata di lepri di allevamento: analisi della capa-

cità di adattamento all'ambiente mediante radio-tracking. In: Mario SPAGNESI & Silvano TOSO (a cura di), Atti dei I Convegno nazionale dei biologi della selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 14: 271-299.

(283) GIOVANNINI A„ A. ZILIO & G. GERLETTI, 1988. Poster presentato al 52° Congresso Nazionale dell'Unione Zoologica Italiana, Camerino, 12.-16. September 1988.

(284) GIPSON Philip S., 1974. Food habits of eoyotes in Arkansas. J. Wildl. Manage. 38 (4): 848-853.

(285) GLADING Ben & Roy W. SAARNI, 1944. Effect of hunting on a Valley quail population. Calif. Fish Game 30 (2): 71-79.

(286) GLAHN James F. & David L. Otis, 1986. Factors inlluencing blackbird and European starling damage at livestock feeding Operations. J. Wildl. Manage. 50 (1): 15-19.

(287) GOLDSCHMIDT-ROTHSCHILD Bettina von & Peter LÜPS, 1976. Untersuchungen zur Nahrungsökologie »verwilderter« Hauskatzen (*Felis silvestris f. catus* L.) im Kanton Bern (Schweiz). Rev. Suisse Zool. 83 (3): 723-735.

(288) GOODWIN H. A„ 1972. Sustainable yield. Oryx 11 (6): 454-456.

(289) GOSZCZYNSKI Jacek, 1974. Studies on the food of foxes. Acta Theriologica 19 (1): 1-18.

(290) GOSZCZYNSKI Jacek, Lech RYSZKOWSKI & Janusz TRUSZKOWSKI, 1976. The role of the European hare in the diet of predators in cultivated field systems. In: Z. PIELOWSKI & Z. PUCEK (eds.), Ecology and management of European hare populations, Warschau, pp. 127-133.

(291) GRAU G. A. & B. L. GRAU, 1980. Effects of hunting on hunter effort and white-tailed deer behavior. Ohio J. Sei. 80 (4): 150-156.

(292) GREENWOOD Raymond J„ 1975. Reproduction and development of four mallard lines. Prairie Nat. 7: 9-16.

(293) GRENFELL Williams E. & Maurice FASENFEST, 1979. Winter food habits of fishers, *Martes pennanti,* in northwestern California. Calif. Fish Game 65 (3): 186—189.

(294) GRENIER Pascal A., 1974. Orignaux tues sur la route dans le parc de Laurentides, Quebec, de 1962 ä 1972. Naturaliste Can. 101 (5): 737-754.

(295) GRIEB J. R., 1970. The shortgrass prairie Canada goose population. Wildl. Mon. 22: 49 pp.

(296) GROMADZKA Jadwiga, 1980. Food composition and food consumption of the Rook *Corvus frugilegus* in agrocenoses in Poland. Acta Ornithol. 17 (17): 227-255.

(297) GROMADZKI Maciej, 1969. Composition of food of the Starling, *Sturnus vulgaris* L., in agrocenoses. Ekologia Polska (A) 17 (16): 287-311.

(298) GRUE Christian E„ W. James FLEMING, Daniel G. BUSBY & Elwood F. HILL, 1983. Assessing hazards of organophosphate pesticides to wildlife. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference 48: 200-220.

(299) GRUVER Bradley J., David C. GUYNN jr. & Harry A. JACOBSON, 1984. Simulated effects of harvest strategy on reproduction in white-tailed deer. J. Wildl. Manage. 48 (2): 535-541.

(300) GRZIMEK Bernhard (dir.), 1968-1972. Tierleben, Enzyklopädie des Tierreiches. Kindler, Zürich, 13 Bde. zitiert nach der ital. Ausgabe, Bramante, Mailand, vol. 7, 1969, 561 pp.; vol. 8, 1971, 559 pp.; vol. 9, 1971, 637 pp.; vol. 10, 1969, 565 pp.; vol. 11, 1970, 619 pp.; vol. 12, 1973, 682 pp.; vol. 13, 1969, 567 pp.; vol. 14, 1974, 397 pp.

(301) GUARINO J. L. & J. E. FORBES, 1970. Preventing bird damage to sprouting com with a carbamate repellent. N. Y. Fish Game J. 17: 117-120 [519].

(302) GUARINO Joseph L„ William F. SHAKE & Edward W. SCHAFER jr„ 1974. Reducing bird damage to ripening cherries with methiocarb. J. Wildl. Manage. 38 (2): 338-342.

(302bis) GULLION G. W„ 1981. Non-drumming males in ruffed grouse population. Wilson Bull. 93: 372-382 [59].

(302ter) GULLION G.W. & W. H. MARSHALL, 1968. Survival of ruffed grouse in a boreal forest. Living Bird 7: 117-167 [59],

(303) HAAS George H., 1977. Unretrieved shooting loss of mourning doves in north-central South Carolina. Wildlife Soc. Bull. 5 (3): 123-125.

(304) HAASE Eberhard, 1985. Domestikation und Biorhytmik. Implikationen für den Tierartenschutz. Natur und Landschaft 60 (7/8): 297-302.

(305) HABERKORN A., 1962. Zur Ernährung des Stars *(Stumm vulgaris* L.) während der Kirschernte im Alten Land bei Hamburg. Beitr. Vogelk. 8: 107-120 [297].

(306) HAGEN Horst, 1982. Die Sache mit dem Waidwerk. Wie edel ist die Jägerei? Herbig, München, 349 pp.

(307) HALÄSZ K. & G. KISZELY, 1977 (1976). Study of the dangers of the agricultural chemisation on occasion of a mass death of wild geese. Aquila 83: 43-51.

(308) HAMILTON E„ 1980. The river-side naturalist. Sampson Lowe, London [313],

(309) HAMMER Marie, 1948. Investigations on the feeding-habits of the house-sparrow *(Passer domesticus*) and the treesparrow *(Passer montanus).* Dan. Rev. Game Biol. 1 (2): 1-50.

(310) HAMMERSTROM Frederick & Fran HAMMERSTROM, 1973. The prairie chicken in Wisconsin. Wisc. Dep. Nat. Res. Tech. Bull. 64: 52 pp. [59],

(311) HANSEN L„ 1969. Roadkill of Danish Vertebrates. Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 63: 81-92 [34],

(312) HARRADINE John, 1983. Sport shooting in the United Kingdom: some facts and figures. In: Frans LEEUWENBERG & Ian HEPBURN (eds.), Working group on game statistics, Proceeding of the Second Meeting, 6.-7. Oktober 1982, IUGB, Zoetermeter, pp. 63-83.

(313) HARRIS C. J„ 1968. Otters. A study of the recent Lutrinae. Weidenfeld & Nicolson, London, xiv+397 pp.

(314) HARRIS S., 1984. Ecology of urban badgers *Meies meles*: distribution in Britain and habitat selection, persecution, food and damage in the City of Bristol. Biol. Cons. 28 (4): 349-375.

(315) HARWOOD John & David M. LAVIGNE, 1981. Locally abundant marine mammals - problems and attempted solutions. In: Peter A. JEWELL & Sidney HOLT (eds.), Problems in management of locally abundant wild mammals, Academic Press, New York, pp. 151-166.

(316) HASELTINE Susan D. & Lovis SILEO, 1983. Response of American black ducks to dietary uranium: a proposed Substitute for lead shot. J. Wildl. Manage. 47 (4): 1124-1129.

(317) HAVELKA Peter, 1986. Krähen (Corviden). Opfer gnadenloser Verfolgung. Natur und Landschaft 61 (9): 344-345.

(318) HAVET P„ Y. MAGNANI, J. OUDAR, Y. RICHARD. C. PAPAGEORGIOU, G. MONTAGUT, M. PRAVE, J. EUZEBY, L. JOUBERT & J. HARS, 1979. Donnees sur la keratoconjonctivite dans les Alpes fran^aises. Bull. Off. Nat. Chasse. N° special Mai: 137-165 [619],

(319) HAVLIN J. & C. FOLK, 1965. Food and economic importance of the stärling, *Sturmis vulgaris* L. Zool. Listy 14: 193-208 [297],

(320) HAWKINS R. E„ W. D. KLIMSTRA & D. C. ANTRY, 1976. Significant mortality factors of deer on Crab Orchard National Wildlife Refuge. Trans. Illinois State Acad. Science 63: 202-206 [532].

(321) HEIDEMANN G., 1973. Weitere Untersuchungen zur Nahrungsökologie »wildernder« Hauskatzen *(Felis sylvestris* f. catus Linne, 1758). Z. Säugetierk. 38 (4): 216—224.

(322) HEIDEMANN G. & G. VAUK, 1970. Zur Nahrungsökologie »wildernder« Hauskatzen *(Felis sylvestris* f. catus Linne, 1758). Z. Säugetierk. 35 (3): 185-190.

(323) HENRY Claude, 1983. Position trophique du blaireau *(Meies meles* L.) dans une foret du centre de la France. Acta Oecologica, Oecol. gen. 4 (4): 345-358.

(324) HEPBURN I. R., 1983. Hunting bags and population of woodcock in Europe. In: H. KALCHREUTER (ed.), Second European Woodcock and Snipe Workshop, Fordingbridge, England, 30. März-1. April 1982, Proceedings, IWRB, Slimbridge, pp.138-145.

(325) HEWSON Raymond, 1983. The food of wild cats *(Felis silvestris)* and red foxes *(Vulpes vulpes)* in west and north-east Scotland. J. Zool., London, 200 (2): 283-289.

(326) HEWSON R„ H. H. KOLB & A. G. KNOX, 1975. The food of fox *(Vulpes vulpes)* in Scottish forests. J. Zool. 176 (2): 287-292.

(327) HICKEY J. J„ 1952. Survival studies of banded birds. U. S. Fish Wildlife Serv., Spec. Sei. Rep. Wildlife 15: 177 pp. [757],

(328) H1CKS Lorin L. & James M. ELDER, 1979. Human disturbance of Sierra Nevada bighorn sheep. J. Wildl. Manage. 43 (4): 909-915.

(329) HILL David A., 1983. Compensatory mortality in the mallard. The Game Conservancy Annual Review for 1982: 87-92.

(330) HILL D. A., 1984. Population regulation in the mallard *(Anas platyrhynchos).* J. Anim. Ecol. 53: 191-202.

(331) HINES W. W„ 1975. Black-tailed deer behavior and population dynamics in the Tillamook Burn, Oregon. Oregon Wildlife Commission Wildlife Research Report 5: 31 pp. [147],

(332) HODSON N. L. & D.W. SNOW, 1965. The road deaths enquiry, 1960-61. Bird Study 12: 90-99 [34],

(333) HOFFMAN L., 1960. Le saturnisme, fleau de la sauvagine en Camargue. La terre et la vie 2: 120 [181,704],

(334) HOFFMANN L., 1965. Shooting pressure on mallard in Southern France and its

seasonal evaluation as studied by X-Ray. In: T. H. BLANK (ed.), Int. Un. Game Biologists Trans, of the VI[Ih] Congress, Bournemouth 7.-12. Oktober 1963, The Nature Conservancy, London, pp. 271-273.

(335) HÖGLUND Nils H., 1960. Studier över näringen vintertid hos märden *Maries m. martes* Lin. i Jämtlands län. Viltrevy 1 (4): 319-337.

(336) HÖGSTEDT Göran, 1980. Resource partitioning in Magpie Pica pica and Jackdaw Corvus monedula during the breeding season. Ornis Scandinavica 11 (2): 110-115.

(337) HOLBROOK H. Todd & Michael R. VAUGHAN, 1985. Influence of roads on turkey mortality. J. Wildl. Manage. 49 (3): 611-614.

(338) HOLT Gunnar, Arne FR0SLIE & Gunnar NORHEIM, 1978. Blyforgiftning hos norske sv0mmefugler. Nordisk Vet.-Med. 30 (9): 380-386.

(339) HOLT Sidney J. & Lee M. TALBOT, 1978. New principles for the conservation of wild living resources. Wildl. Mon. 59: 33 pp.

(340) HONACKIJ. H„ K. E. KINMAN & J. W. KOEPPL (eds.), 1982. Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference. Allen Press, inc., and the Association of Systematic Collections, Lawrence, Kansas, x+694 pp.

(341) HOPPER Richard M„ Aelred D. GEIS, Jack R. GRIEB & Lewis NELSON jr., 1975. Experimental duck hunting seasons, San Luis Valley, Colorado, 1963-1970. Wildl. Mon. 46: 68 pp.

(342) HORN Steven W„ 1983. An evalutation of predatory suppressions in coyotes using lithium Chloride - induced illness. J. Wildl. Manage. 47 (4): 999-1009.

(343) HORNOCKER M. G., 1970. An analysis of mountain lion predation upon mule deer and elk in the Idaho primitive area. Wildl. Mon. 21: 39 pp. [382].

(344) HOUSTON David, 1977. The effeet of hooded erows on hill sheep farming in Argyll, Scotland. The food supply of hooded crows. J. Appl. Ecol. 14 (1): 1-15.

(345) HOUSTON David, 1977. The effeet of hooded crows on hill sheep farming in Argyll, Scotland. Hooded crow damage to hill sheep. J. Appl. Ecol. 14 (1): 17-29.

(346) HOVETTE C., 1973. Le saturnisme en Camargue. Actes du X[e] Congres de l'Union International des Biologistes du Gibier, Paris 3.-7. Mai 1971, Office National de la Chasse, Paris, pp. 425-436.

(347) HOWARD Richard & Alick MOORE, 1984. A complete checklist of the birds of the world. Revised edition. Macmillan, London, 732 pp.

(348) HUBBS Earl L., 1951. Food habits of feral house cats in the Sacramento Valley. Calif. Fish Game 37 (2): 177-189.

(349) HUDSON Peter J., 1985. Harvesting red grouse in the North of England. In: Samuel L. BEASOM & Sheila F. ROBERTSON (eds.), Game harvest management, Caesar Kleberg Wildlife Research Inst., Kingsville, Texas, pp. 319-326.

(350) HUMBURG Dale D., Steven L. SHERIFF, Paul H. GEISSLER & Tom ROSTER, 1982. Shotshell and shootereffectiveness: lead vs steel shot for duck hunting. Wildl. Soc. Bull. 10(2): 121-126 [316].

(351) HUNT Alan E., 1980. Mute swan investigations. BTO News 110: 1-2.

(352) HUNTER Brian F., 1975. Current Status of the lead shot issue. CAL-NEVA Wildl. 1975: 51-55.

(353) HUTTER Karin, 1988. Ein Reh hat Augen wie ein sechzehnjähriges Mädchen. Das Antijagdbuch. Dreisam, Freiburg im Breisgau, 200 pp.

(354) HUTTER Karin, Martin HUTTER & Günther PETER, 1989. Pelz macht kalt. Vom Ausverkauf der wildlebenden Pelztiere. Echo Verlag, Göttingen, 191 pp.

(355) IM B. & H. HAPNER, 1984. Impact des oiseaux piscivores et plus particulierement du grand cormoran *Phalacrocorax carbo* sur les exploitations piscicoles en Carmague, France. Station Biologique, Tour du Valat [193].

(356) JENKINS Davis & R. J. HARPER, 1980. Ecology of Otters in northern Scotland. II. Analysis of otter (*Lutra lutra*) and mink *(Mustela vison)* faeces from Deeside, N. E. Scotland in 1977-78. J. Anim. Ecol. 49: 737-754.

(357) JENKINS D., M. G. MURRAY & P. HALL, 1975. Structure and regulation of a shelduck *(Tadorna tadorna* (L.)) population. J. Anim. Ecol. 44: 201-231 [222].

(358) JENKINS David, J. G. K. WALKER & D. McCOWAN, 1979. Analysis of Otter *(Lutra lutra)* faeces from Deeside, N. E. Scotland. J. Zool., London, 187 (2): 235-244.

(359) JENKINS David, Adam WATSON & G. R. MILLER, 1963. Population studies of red grouse, *Lagopus lagopus scoticus* (Lath.) in North-East Scotland. J. Anim. Ecol. 32 (3): 317-376.

(360) JENKINS David, Adam WATSON & G. R. MILLER, 1964. Predation and red grouse populations. J. Appl. Ecol. 1: 183-195.

(361) JENKINS David, Adam WATSON & G. R. MILLER, 1967. Population fluctuations in the grouse *Lagopus lagopus scoticus.* J. Anim. Ecol. 36: 97-122.

(362) JENNINGS William L., Nathan J. SCHNEIDER, Arthur L. LEWIS & James E. SCATTERDAY, 1960. Fox rabies in Florida. J. Wildl. Manage. 24 (2): 171-179.

(363) JENSEN Birger & Darrel M. SEQUEIRA, 1978. The diet of the red fox *(Vulpes vulpes* L.) in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 10 (8): 16 pp.

(364) JEPPESEN Johnny Lund, 1987. Seasonal Variation in group size, and sex and age composition in a Danish red deer *(Cervus elaphus)* population under heavy hunting pressure. Dan. Rev. Game Biol. 13 (1): 19 pp.

(365) JEPPESEN Johnny Lund, 1987. Impact of human disturbance on home ränge, movements and activity of red deer *(Cervus elaphus)* in Danish environment. Dan. Rev. Game Biol. 13 (2): 38 pp.

(366) JEPPESEN Johnny Lund, 1987. The disturbing effects of orienteering and hunting on roe deer *(Capreolus capreolus).* Dan. Rev. Game Biol. 13 (3): 24 pp.

(367) JEZIERSKI W. & A. BRUSKI, 1984. Damage cause in tree stands by small populations of moose. Acta zool. fenn. 172: 193-194.

(368) JOENSEN Anders Holm. 1972. Studies on oil pollution and seabirds in Denmark 1968-1971. Dan. Rev. Game Biol. 6 (9): 32 pp.

(369) JOENSEN A. H., 1974. Waterfowl population in Denmark, 1965-1973. Dan. Rev. Game Biol. 9: 1-206.

(370) JOENSEN Anders Holm & Ebbe Bogebjerg HANSEN, 1977. Oil pollution and seabirds in Denmark 1971-1976. Dan. Rev. Game Biol. 10 (5): 31 pp.

(371) JOENSEN Anders Holm & Jespar MADSEN, 1985. Waterfowl and raptors wintering in wetlands of western Greece, 1983-85. Natura jutl. 21 (11): 169-200.

(372) JOHNSON Mark K. & Richard M. HANSEN, 1979. Estimating coyote food intake from undigested residues in scats. Amer. Midi. Nat. 102 (2): 363-367.

(373) JOHNSON Mark K. & Richard M. HANSEN, 1979. Coyote food habits on the Idaho National Engineering Laboratory. J. Wildl. Manage. 43 (4): 951-956.

(374) JOHNSON Ron J. & James F. GLAHN, 1983. Starlings. In: Prevention and control of wildlife damage, University of Nebraska: E53-E65.

(375) JONES Donald M. & John B. THEBERGE, 1983. Variation in red fox, *Vulpes vulpes,* summer diets in northwest British Columbia and southwest Yukon. Canadian Field Natur. 97 (3): 311-314.

(376) JONES James H. & Norman S. SMITH, 1979. Bobcat density and prey selection in Central Arizona. J. Wildl. Manage. 43 (3): 666-672.

(377) JONES Jon M. & Alan WOOLF, 1983. Relationship between husbandry practices and coyote use of swine in west central Illinois. Wildlife Soc. Bull. 11 (2): 133-135.

(378) JÖNSSON Björn, Johnny KARLSSON & Sören SVENSSON, 1985. Incidence of lead shot in tissues of the bean goose (*Anser fabalis)* wintering in South Sweden. Sweden Wildlife Research Viltrevy 13 (3): 257-271.

(379) JORDAN P. A„ D. B. BOTKIN & M. L. WOLFE, 1971. Biomass dynamics in a moose population. Ecology 52 (1): 147-152 [382].

(380) JOYNER David E„ James D. SOMERS, Frederick F. GILBERT & Ronald J. BROKKS, 1980. Use of methiocarb as blackbird repellent in field com. J. Wildl. Manage. 44 (3): 672-676.

(381) KALCHREUTER Heribert, 1980. Habicht, Mensch und Beutetier. Fakten zu einem viel diskutierten Thema. Wildforschungsstelle Baden-Württemberg, Informationen aus der Wildforschung 1: 26 pp.

(382) KEITH Lloyd B., 1974. Some features of population dynamics in mammals. In: XI. International congress of game biology, Stockholm, 3.-7. September 1973, National Swedish Environmental Protection Board, pp. 17-58.

(383) KEMPF Christian, 1982. Essai sur les causes de la disparition recente de la loutre en Alsace. Ciconia 6(1): 65.

(384) KENWARD R„ 1977. Movements of goshawks wintering in Sweden [3811-

(385) KIDD N. A. C. & G. B. LEWIS, 1987. Can vertebrate predators regulate their prey? A reply. Am. Nat. 130 (3): 448-453.

(386) KING C. M., 1977. Pine martens *Martes martes.* In: G. B. CORBET & H. N. SOUTHERN (eds.), The handbook of British Mammals, Second edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 323-330.

(387) KING C. M„ 1977. Otter *Lutra lutra.* In. G. B. COBERT & H. N. SOUTHERN (eds.), Handbook of British mammals, Second edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 367-375.

(388) KING C. M„ 1977. Weasel *Mustela nivalis.* In: G. B. CORBET & H. N. SOUTHERN (eds.), The Handbook of British Mammals, Second edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 338-345.

(389) KING Carolyn M., 1980. The weasel *Mustela nivalis* and its prey in an English woodland. J. Animal Ecology 49: 127-159.

(390) KING C. M., 1981. The effects of two types of steel traps upon captured stoats *(Mustela erminea).* J. Zool., London, 195 (4): 553-554.

(391) KING Carolin M. & R. L. EDGAR, 1977. Techniques for trapping and tracking stoats (*Mustela erminea):* a review, and a new system. New Zeland J. Zool. 4 (2): 193-212.

(392) KIRBY Ronald E„ Holliday H. OBRECHT III, & Matthew C. PERRY, 1983. Body shot in Atlantic brant. J. Wildl. Manage. 47 (2): 527-530.

(393) KITTLER L., 1979. Wildverluste durch den Einsatz landwirtschaftlicher Maschinen nach einer Erhebung aus dem Jagdjahr 1976/77 in Nordrhein-Westfalen. Z. f. Jagdwissenschaft 25 (1): 22-32.

(394) KLEIN David R., 1981. The problems of overpopulation of deer in North America. In: Peter A. JEWELL & Sidney HOLT (eds.), Problems in management of locally abundant wild mammals, Academic Press, New York & London, pp. 119-127.

(395) KLOMP H„ 1962. General discussion. In: E. D. LeCREN & M. W. HOLDGATE (eds.), The exploitation of natural animal populations, Wiley, New York, pp. 376-377 [638],

(396) KNIEF W„ 1985. Goose damage in the Federal Republic of Germany. In: A. RÜGER (ed.), Extent and control of goose damage to agricultural crops, Int. Waterfowl Res. Bur., Special Publication 5: 35-38.

(397) KOLB H. H„ 1977. Wildcat *Felis silvestris.* In: G. B. CORBET & H. N. SOUTHERN (eds.), The Handbook of British mammals, Second edition. Blackwell, Oxford, pp. 375-382.

(398) KÖNIG E„ 1970. Effects of fresh food on the prevention of peeling damage by red deer. Trans. IX Int. Congr. Game Biologists, Moscow, pp. 176-181.

(399) KÖNIG E., 1973. Der Einfluss des Verbisses durch Gamswild *Rupicapra rupicapra* L. auf das Hohenwachstum der Fichte *Picea excelsa* L. Karst. Union internationale des biologistes du gibier, Actes du X^{c} Congres, Paris 3.-7. Mai 1971, ONC, pp. 293-300.

(400) KORODI GÄL Ioan, 1971. Beiträge zur Kenntnis der Brutbiologie und Brutnahrung der Eichelhäher (*Garrulus glandarius* L.). Travaux du Museum d'Histoire Naturelle »Grigore Antipa« 12:355-383.

(401) KORSCHGEN L. J., 1957. Food habits of coyotes, foxes, house cats and bobcats in Missouri. Missouri Conserv. Comm., Fish Game Div. P-R Ser. 15, 64 pp [262].

(402) KOSKELA K. & M. NIEMINEN, 1983. Death among reindeer caused by traffic in Finland during 1976-80. Acta zool. fenn. 175: 163.

(403) KOZICKY E. L., 1975. The steel shot issue. Int. Waterfowl Symp. 1: 168-175.

(404) KRÄMER A., 1984. Zum Einfluss des Graureihers *Ardea cinerea* auf den Fischbestand von Forellenbächen. Ornith. Beob. 81: 149-158 [192].

(405) KRAPU G. L., 1981. The role of nutrient reserves in mallard reproduction. Auk 98: 29-38 [484],

(406) KREBS C. J„ M. S. GAINES, B. L. KELLER, J. H. MYERS & R. H. TAMARIN, 1973. Population cycles in small rodents. Science 179 (4068): 35-41 [382],

(407) KRISTIANSSON H„ 1985. Crop damage by wild boars in Central Sweden. In: Simon A. de CROMBRUGGHE (ed.), Transactions of the XVIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Brüssels (Belgium), 17.-21. September 1985, Ministery of Agriculture, Brüssel, Teil 2, pp. 605-609.

(408) KROCZA W., E. SCHARFEN & TH. STEINECK, 1982. Rabies in the alpine coun-

tries. Experiences of the wildlife rabies in Austria. Rendiconti della Fondazione Istituto Pasteur Fondazione Cenci Bolognetti, Rom, 1: 159-165.

(409) KROYMANN Burkhard & Wolfgang EPPLE, 1987. Memorandum zum Schutz der Rabenvögel. Deutscher Bund für Vogelschutz, Naturschutzverband, Landesverband Baden-Württemberg e.V., Stuttgart, 28 pp.

(410) KRUMBIEGEL Ingo, 1976. Die Tollwut der freilebenden Säugetiere - und was der Zoologe dazu sagt. Eigenverlag Hameln, 17 pp.

(411) KRUUK H., 1970. Interactions between populations of spotted hyaenas (*Crocuta crocuta* Erxleben) and their prey species. In: Adam WATSON (ed.), Animal population in relation to their food resources, A symposium of the British ecological society, Aberdeen, 24.-28. März 1969, Blackwell Scientific Publications, Oxford & Edinburgh, pp. 359-374.

(412) KRUUK H„ 1971. Surplus killing by carnivores. J. Zool. 166: 223-224.

(413) KRUUK Hans, 1972. The urge to kill. New Scientist 54 (802): 735-737.

(414) KRUUK Hans, 1972. The spotted hyena. A study of predation and social behavior. University of Chicago Press, Chicago & London, xvi+335 pp.

(415) KRUUK H., J. W. H. CONROY & A. MOORHOUSE, 1987. Seasonal reproduction, mortality and food of Otters (*Lutra lutra* L.) in Shetland. Symp. zool. soc. London 58: 263-278.

(416) KRUUK H. & T. PARISH, 1981. Feeding specialization of the European badger *Meies meles* in Scotland. J. Anim. Ecol. 50 (3): 773-788.

(417) KRUUK H. & T. PARISH, 1985. Food, food availability and weight of badgers *(Meies meles*) in relation to agricultural changes. J. Appl. Ecol. 22: 705-715.

(418) KRUUK H. & M. TURNER, 1967. Comparative notes on predation by lion, leopard, cheetah and wild dog in the Serengeti area. East Africa Mammalia 31 (1): 1-37 [290],

(419) KUCK L., 1977. The impact of hunting on Idaho's Pahsimeroi mountain goat herd. In: W. SAMUEL & W. G. MacGREGOR (eds.), Proc. 1st Int. Mountain Goat Symp., Kalispell, Montana, pp. 114-125 [660],

(420) KUCK L„ 1980. Impacts of hunting and response to five year hunting closure on Idaho's Pahsimeroi River mountain goat herd. Proc. bienn. symp. wild sheep goat Coun. 1980: 520-522.

(421) KUSER John E. & Leonard J. WOLGAST, 1983. Deer roadkill increases white no-firearms-discharge law. Bull. New Jersey Acad. Sei. 28 (2): 71-72.

(422) KUYKEN E„ 1985. The effects of shooting ban on wintering geese in NW-Flanders (Belgium), in relation to agriculture. In: Simon A. de CROMBRUGGHE (ed.), Transactions of the XVIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Brüssel (Belgien), 17.-21. September 1985, Ministerium für Agrarwirtschaft, Brüssel, Teil 2, p. 567.

(423) LACK D„ 1964. A long-term study of the great tit *(Parus major).* J. Anim. Ecol. 33: 159-173 [757).

(424) LACK David, 1966. Population studies of birds. Clarendon Press, Oxford, vi+341 pp.

(425) LAHTI Seppa & Matti HELMINEN, 1980. Suomen majavien levinneisyyden muutokset vuosina 1965-1975. Suomen Riista 27: 70-77.

(426) LAMPIO Teppo, 1953. Tutkimuksia ketun ravinnosta. Suomen Riista 8: 156-164.

(427) LAMPIO T., 1982. National and local requirements for regulation of waterfowl shooting pressure. In: D. A. SCOTT (ed.), Managing wetlands and their birds, A manual of wetland and waterfowl management, Proceedings of the Third Technical Meeting on Western Palearctic Migratory Bird Management, held at the Biologische Station Rieselfelder Münster, Federal Republic of Germany, 12.-15. Oktober 1982, pp. 293-301.

(428) LAMPIO T., 1982. Improvement of methods and practices in waterfowl shooting pressure. In: D. A. SCOTT (ed.), Managing wetlands and their birds, A manual of wetland and waterfowl management, Proceedings of the Third Technical Meeting on Western Palearctic Migratory Bird Management, held at the Biologische Station Rieselfelder Münster, Federal Republic of Germany, 12.-15. Okt. 1982, pp. 302-307.

(429) LAMPIO T„ 1982. Regulation of waterfowl hunting on Hailuoto, Finland. In: D. A. SCOTT (ed.). Managing wetlands and their birds, A manual of wetland and waterfowl management, Proceedings of the Third Technical Meeting on Western Palearctic Migratory Bird Management, held at the Biologische Station Rieselfelder Münster, Federal Republic of Germany, 12.-15. Oktober 1982, pp. 308-315.

(430) LAMPIO T„ 1982. Hunting rationalization - a tool for management waterfowl population. In: D. A. SCOTT & M. SMART (eds.), Second Technical Meeting on Western Palearctic Migratory Bird Management, IWRB, pp. 107-112.

(431) LAMPIO Teppo, 1983. Waterfowl hunting in Europe, North America and some African and Asian countries in 1980-81. IWRB Special Publication No. 3, 35 pp.

(432) LANDESAMT FÜR NATIONALPARK SCHLESWIG-HOLSTEINISCHES WATTENMEER IM GESCHÄFTSBEREICH DES MINISTERS FÜR NATUR, UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG (Herausg.), 1989. Bewertung der Jagd im Nationalpark schleswig-holsteinisches Wattenmeer. Landesamt für den Nationalpark schleswig-holsteinisches Wattenmeer, Tönning, 27 pp.

(432bis) LANDRY Philippe, 1983. Proposition for a methodology regarding a system of accounts for wildlife. In Frans LEEUWENBERG & lan HEPBURN (eds.), Working group on game statistics, Proceedings of the second meeting, 6.-7. Oktober 1982, International Union of Game Biologists, Zoetermeer, pp. 91-103.

(433) LANG Lincoln M. & Gene W. WOOD, 1976. Manipulation of the Pennsylvania deer herd. Wildlife Soc. Bull. 4 (4): 159-165.

(434) LARKIN P. A„ 1977. An epitaph for the concept of maximum sustained yield. Trans. Am. Fish. Soc. 106(1): 1-11.

(435) LAUKHARTJ. B. & J.W. McKEAN, 1956. Chinese pheasants in the Northwest. In: D. L. ALLEN (ed.), Pheasants in North America, The Stackpole Co., Harrisburg. Pennsylvania, and the Wildlife Management Inst., Washington, D. C.: 43-89 [757],

(436) LEBRET J„ 1982. In: D. A. SCOTT & M. SMART (eds.), Second Technical Meeting on Western Palearctic Migratory Bird Management, IWRB, pp. 113-114.

(437) LEFRANQOIS Madeleine, 1977. Contre la chasse. Stock, Paris, 285 pp.

(438) LEMNELL Per Arne & Bengt LINDLÖF, 1982. Experimental release of captive-reared mountain hares. Swedish Wildlife Research Viltrevy 12 (4): 113-128.

(439) LEOPOLD A„ 1943. Deer irruptions. Wisconsin Conserv. Bull., Aug. 1943 [1241.

(440) LEOPOLD A.S., 1944. Thenature of heritable wildness in turkeys. Condor46: 133-196 [304],

(441) LETT P. F., R. K. MOHN & D. F. GRAY, 1981. Density-dependent proeesses and management strategy for the northwest Atlantic harp seal population. In: Charles W. FOWLER & Tim D. SMITH (eds.), Dynamics of large mammal population, Wiley, New York, pp. 135-157.

(442) LEVER R. J. A. W„ 1959. The diet of the fox since mixomatosis. J. Anim. Ecol. 28: 359-375.

(443) LEWIS James C., 1975. Control of rabies among terrestrial wildlife by population reduction. In: George M. BAER (ed.), The natural history of rabies, vol. 2, Academic Press, New York, pp. 243-259.

(444) LINDEN Harto, 1981. Hunting and Tetraonid populations in Finland. Riistatieteellisiä Julkaisuja / Finnish Game Research 39: 69-78.

(445) LINDER R. L„ D. L. LYON & C. P. AGEE, 1960. An analysis of pheasant nesting in south-central Nebraska. Am. Wildlife Conf. Trans. 25: 214-230 [757],

(446) LINHART S. B„ 1960. N. Y. Fish Game J. 7: 1 [443],

(447) LINN I. J. & K. L. I. CAMPBELL, 1986. Cormorants and fisheries: a report of the white-breasted cormorant *Phalacrocorax carbo* as it affects the commercial fisheries of Lake Malawi. Report of the Overseas Development Administration, London [193],

(447bis) LITTLE T. W„ 1978. Populations, distributions, and habitat selection by drumming male ruffed grouse in central Minnesota prior to clear-cutting. Ph. D. Thesis, University of Minnesota, Minneapolis, 141 pp. [59],

(448) LITVAITIS John A., Alan G. CLARK & John H. HUNT, 1986. Prey selection and fat deposits of bobcats (*Felis rufus)* during autumn and winter in Maine. J. Mammalogy 67 (2): 389-392.

(449) LITVAITIS John A. & James H. SHAW, 1980. Coyote movements, habitat use, and food habits in southwestern Oklahoma. J. Wildl. Manage. 44 (1): 62-68.

(450) LITVAITIS John A., Clark L. STEVENS & William W. MAUTZ, 1984. Age, sex, and weight of bobcats in relation to winter diet. J. Wildl. Manage. 48 (2): 632-635.

(451) LLOYD H. G„ 1980. The red fox. Batsford, London, 320 pp.

(452) LOCKIE J. D„ 1956. The food and feeding behaviour of the jackdaw, rook and Carrion crow. J. Anim. Ecol. 25: 421^28.

(453) LOCKIE J. D., 1956. After myxomatosis. Notes on the food of some predatory animals in Scotland. Scott. Agric. 36: 65-69 [667].

(454) LOCKIE J. D., 1961. The food of the pine marten (*Maries martes)* in Scotland. Proc. zool. soc. London 136: 187-195 [388],

(455) LONGCORE J. R., R. ANDREWS, L. N. LOCKE, G. E. BAGLEY & L. T. YOUNG, 1974. Toxicity of lead and proposed Substitute shot to mallards. Special scient. Rep. Wildl. 183: 1-23.

(456) LONGCORE Jerry R., Patrick O. CORR & Howard E. SPENCER jr., 1982. Lead shot incidence in sediments and waterfowl gizzards from Merrymeeting Bay, Maine. Wildl. Soc. Bull. 10 (1): 3-10.

(457) LOVARI Sandro, 1973. Shooting and the preservation of wildlife in Italy. Biol. Cons. 5 (3): 235-236.

(458) LOVARI Sandro, 1974. The feeding habits of four raptors in central Italy. Rapt. Research 8 (3): 45-57.
(459) LOVARI Sandro, 1975. A partridge in danger. Oryx 13 (2): 203-204.
(460) LOVARI Sandro, 1982. Cuor di camoscio. Airone 12 (aprile): 86-98.
(461) LOVARI Sandro, 1988. Risultati e prospettive di gestione degli Ungulati in Italia. In: M. SPAGNESI & S. TOSO (a cura di), Atti dei I Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 14: 517-523.
(462) LOWE F. A„ 1954. The heron. Collins, London, xiv + 177 pp. [46].
(463) LOWE V. P. W„ 1971. Some effects of a change in estate management on a deer population. In: E. DUFFEY & A. S. WATT (eds.), The scientific management of animal and plant communities for conservation, Blackwell, Oxford, pp. 437-456.
(464) LUTTICH Stuart, Donald H. RUSCH, E. Charles MESLOW & Lloyd B. KEITH, 1970. Ecology of red-tailed hawk predation in Alberta. Ecology 51 (2): 190-203.
(465) LUTZ Walburga, 1978. Beitrag zur Nahrung des Rotfuchses (*Vulpes vulpes* [L.]) im »Nationalpark Bayerischer Wald«. Z. f. Jagdwissenschaft 24 (1): 1-9.
(466) LYNCH G. M., 1973. Influence of hunting on an Alberta moose herd. North Am. Moose Conf. Workshop 9: 123-135.
(467) McDONALD David W„ 1980. Rabies and wildlife: a biologist's perspective. Oxford University Press, 151 pp.
(468) MacKIN Regina, 1970. Dynamics of damage caused by wild boar to different agricultural crops. Acta Theriol. 15 (27): 447-458.
(469) MacLEAN S. F. jr„ B.M.FITZGERALD & F.A.PITELKA, 1973. Population cycles in arctic lemmings: winter reproduction and predation by weasels. Arctic Alp. Res. 6(1): 1-12 [382],
(470) MacNAB John, 1985. Carrying capacity and related slippery shibboleths. Wildlife Soc. Bull. 13 (4): 403-410.
(471) MADSEN F. J. & R. SPARCK, 1950. On the feeding habits of the southern cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 1: 45-75 1193],
(472) MADSEN J„ 1980. Forekomst, habitalvalg og overnatning hos kortnaebbet gas *Anser brachyrhynchus* pa Tipperne 1972-1987. Dansk Orn. For. Tidsskr. 74: 45-58 [432],
(473) MAEHR David S. & James R. BRADY, 1986. Food habits of bobcats in Florida. J, Mammalogy 67 (1): 133-138.
(474) MAHEO R„ 1979. Les conflicts avec l'agriculture en France. In: M. SMART (ed.) First technical meeting on Western Palearctic migratory bird management Proceedings, Int. Waterfowl Res. Bur., pp. 146-151.
(475) MARBURGER Rodney G. & Jack Ward THOMAS, 1965. A die-off in white-tailed deerof the Central Mineral Region of Texas. J. Wildl. Manage. 29 (4): 706-716.
(476) MARCHESI P., 1985. Ecologie de la Martre (*Martes martes* L.) en foret montagnarde du Jura suisse: resultats preliminaires. In: Simon A. de CROMBRUGGHE (ed.), Transactions of the XVII"[1] Congress of the International Union of Game Biologists, Brüssels (Belgium), 17.-21. September 1985, Ministery of Agricolture, Brüssels, Teil 1, pp. 303-310.

(477) MARSDEN Halsey M. & Thomas S. BASKETT, 1958. Annual mortality in a banded bobwhite population. J. Wildl. Manage. 22 (4): 414-419.

(478) MARTIN E. M. & S. M. CARNEY, 1977. Population ecology of the mallard. IV. A review of duck hunting regulations, activity, and success, with special reference to the mallard. U. S. Fish and Wildl. Serv. Resour. Publ. 130: 137 pp. [746],

(479) MARTIN F. & G. TERRASSE, 1985. Les gravelots dans les Calaisis. Heran 1985 (1): 78-92.

(480) MARTINI H., 1983. Die Ursachen auffallend hoher Hasenstrecken des Saarlandes in den Jagdjahren mit sehr niedrigen tollwutbedingten Fuchsdichten von 1968/69 bis 1974/75. Z. f. Jagdwissenschaft 29 (1): 1-12.

(481) MASON C. F. & S. M. MacDONALD, 1980. The winter diet of Otters (*Lutra lutra)* on a Scottish sea lock. J. Zool., London, 192 (4): 558-561.

(482) MASON J. Russell, James F. GLAHN, Richard A. DOLBEER & Russell F. REIDINGER jr., 1985. Field evaluation of dimethyl anthranilate as a bird repellent livestock feed additive. J. Wildl. Manage. 49 (3): 636-642.

(483) MASSA Renato, 1984, Ripopolamenti: la droga della caccia. Airone 1984 (März): 40-43.

(484) MATHIEU Roger, 1987. La chasse ä la fran^aise. Quelle est belle Company, La Charce, 231 pp.

(485) MATSCHKE George H., 1977. Microencapsulated diethylstilbestrol as an oral contraceptive in white-tailed deer. J. Wildl. Manage. 41 (1): 87-91.

(486) MATTEUCCI C. & S. TOSO, 1986. Note sulla distribuzione e lo status della starna, *Perdix perdix,* in Italia. In: F. DESSI FULGHER1 & T. MINGOZZI (red.), Atti del Seminario di Biologia dei Galliformi, Arcavacata (Cosenza), 1984, pp. 29-34 [178],

(487) MATTHEWS G. V. T., 1979. Selvaggina senza frontiere. Naturopa 32: 14-18.

(488) McCULLOUGH Dale R., 1975. Modification of the Clover deer trap. California Fish Game 61 (4): 242-244.

(489) McCULLOUGH D. R„ 1979. The George Reserve deer herd: population ecology of a K-selected species. Univ. Michigan Press, Ann Arbor, 271 pp. [127,4701.

(490) McGOWAN Jerry D., 1975. Effect of autumn and spring hunting on ptarmigan population trends. J. Wildl. Manage. 39 (3): 491-495.

(491) McILROY Carl W„ 1972. Effects of hunting on black bears in Prince William Sound. J. Wildl. Manage. 36 (3): 828-837.

(492) McKELVEY R. W. & A. C. MacNEILL, 1981. Mortality factors of wild swans in British Columbia, Canada, In: G. V. T. MATTHEWS & M. SMART (eds.), Second International Swan Symposium, Sapporo, Japan, 21.-22. Februar 1980, Proceedings, pp. 312-318.

(493) McMURRY Frank B. & Charles C. SPERRY, 1941. Food of feral house cats in Oklahoma, a progress report. J. Mammalogy 22 (2): 185-190.

(494) MECH L. D„ 1977. Wolf-pack buffer zones as prey reservoirs. Science 198 (4314): 320-321 [394],

(495) MEDIN Dean E. & Allen E. ANDERSON, 1979. Modeling the dynamics of a Colorado mule deer population. Wildl. Monographs 68: 77 pp.

(496) MEIER Martin M. & Robert K. FURRER, 1979. Wacholderdrosseln (*Turdus pilaris)*

und Amseln (*Turdus merula*) in Obstanlagen. Resultate einer Umfrage über Vogelschäden. Angew. Ornithologie 5 (3): 109-127.

(497) MEISTER Georg, 1969. Ziele und Ergebnisse forstlicher Planung in oberbayerischen Hochgebirge. Forstwissenschaftliches Centralblatt 88: 97-130 [353].

(498) MELTOFTE Hans, 1982. Jagtlige forstyrrelser af sv0mmeog vadefugle. Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 76: 21-35.

(499) MELTOFTE H., 1986. In: Minutes of the XXXII[nd] Meeting of the Executive Board. IWRB, Slimbridge, pp. 62-63.

(500) MIKKOLA H. & E. A. LIND, 1974. On the waterfowl populations in Hailuoto and on the behaviour of the ducks at the beginning of the hunting season. Suomen Riista 25: 20-28 [432],

(501) MIKULA Edward J., Gerald F. MARTZ & Carl L. BENNETT jr„ 1972. Field evaluation of three types of waterfowl hunting regulations. J. Wildl. Manage. 36 (2): 441-459.

(502) MILLER J. E., 1969. Muskrat control Leaflet 436, Agricultural Extension Series, University of Arkansas, 12 pp. [164],

(503) MITCHELL J. G., 1982. The trapping question. Soft skins and sprung steel. Audubon 84: 64-89.

(504) MOENS R., 1985. Bases d'evaluation des degäts occasionnes par le rat musque dans une region de plateau. In: Simon A. de CROMBRUGGHE (ed.), Transactions of the XVII[lh] Congress of the International Union of Game Biologists, Brüssel (Belgien), 17.-21. September 1985, Ministerium für Agrarwirtschaft, Brüssel, Teil 2, pp. 527-534.

(505) MOERBEEK D. J., 1984. Afweer van aalscholvers op de viskwekerij Lelystad; onderzoek 1983. Staatsbosbeheer, Utrecht (193].

(506) MOERBEEK D. J„ W. H. VAN DOBBEN, E. R. OSIEK, G. C. BOERE & C. M. BUNGENBERG DE JONG, 1987. Cormorant damage prevention at a fish farm in the Netherlands. Biol. Cons. 39: 23-38.

(507) MOISAN G„ R. I. SMITH & R. K. MARTINSON, 1967. The greenwinged teal: its distribution, migration, and population dynamics. U. S. Fish Wildlife Serv., Spec. Sei. Rep. Wildlife, 100: 248 pp [757],

(508) MONK C. E., 1981, History and present status of für management in Ontario. In: J. A. CHAPMAN & D. PURSLEY (ed.), Worldwide Furbearer Conference Proceedings, August 3-11, 1980, Frostburg, Maryland USA, Volume II, Worldwide Furbearer Conference, pp. 1501-1521.

(509) MONSCHEIN Tom, 1974. Effects of hunting on ruffed grouse populations in small woodlots in Ashe and Alleghany Counties, North Carolina. Proc. a. Conf. S. E. Ass. Game Fish Comm. 27: 30-36.

(510) MOORS P. J., 1975. The food of weasels (*Mustela nivalis*) on farmland in northeast Scotland. J. Zool., London, 177 (4): 455-461.

(511) MOREAU R. E., 1972. The Palaearctic-African bird migration systems. Academic Press, London & New York.

(512) MORGANTINI Luigi E. & Robert J. HUDSON, 1985. Changes in diets of wapiti during a hunting season. J. Range Manage. 38 (1): 77-79.

(513) MOSBY Henry S., 1969. The influence of hunting on the population dynamics of a woodlot gray squirrel population. J. Wildl. Manage. 33: 59-73.

(514) MOSS R., 1972. Effects of captivity on gut length in red grouse. J. Wildl. Manage. 36: 99-104 [304J.

(515) MOSS R„ A. WATSON & J. OLLASON, 1982. Animal population dynamics. Chapman & Hall, London, 80 pp. [59).

(515 bis) MOSS Robert, Adam WATSON & Raymond PARR, 1975. Maternal nutrition and breeding success in red grouse (*Lagopus lagopus scoticus).* J. Anim. Ecol. 44: 233-244.

(516) MOTT D. F., 1978. Control of wading bird predation at fishrearing facilities. In: A. SPRUNTIV, J. C. OGDEN & S. WINCKLER (eds.), Wading birds, Audubon Society, New York, pp. 131-132 [192],

(517) MOTT D. F., J. L. GUARINO, E. W. SCHAFER jr. & D. J. CUNNINGHAM, 1976. Methiocarb for preventing blackbird damage to sprouting rice. Proc. Vertebrate Pest Control Conf. 7: 22-25 [519],

(518) MOUCHES A., 1981. Variations saisonniferes du regime alimentaire chez le blaireau europeen (*Meies meles* L.). Rev. Ecol. (Terre et Vie) 35: 183-194.

(519) MOULTON Daniel W„ 1979. Evaluation of methiocarb for repelling blackbirds from cultivated wild rice. J. Wildl. Manage. 43 (3): 747-751.

(520) MUDGE G. P., 1983. The incidence and significance of ingested lead pellet poisoning in British wildfowl. Biol. Cons. 27 (4): 333-372.

(521) MURIE Adolph, 1961. Some food habit of the märten. J. Mammal. 42 (4): 516-521.

(522) MURRAY Bertram J. jr., 1979. Population dynamics. Alternative models. Academic Press, New York, x+212 pp.

(522bis) MURTON R. K. & N. J. WESTWOOD, 1976. Birds as pests. In: T. COAKER (ed.), Applied biology, Academic Press, London, pp. 89-181 [193].

(523) MURTON R. K., N. J. WESTWOOD & A. J. ISAACSON, 1974. A study of woodpigeon shooting: the exploitation of a natural animal population. J. Appl. Ecol. 11 (1): 61-81.

(524) MYERS K„ 1970. The rabbit in Australia. In: Proc. Adv. Study Inst. Dynamics Numbers Popul., Oosterbeek, pp. 478-506 [382],

(525) MYRBERGET S., 1985. Is hunting mortality compensated for in grouse populations, with special reference to willow grouse? In: Simon A. de CROMBRUGGHE (ed.), Transactions of the XVII"[1] Congress of the International Union of Game Biologists, Brüssel (Belgien), 17.-21. September 1985, Teil 1, Ministerium für Agrarwirtschaft, Brüssel, pp. 329-336.

(526) NAEF-DAENZER Luzia, 1984. Arteigene Angstschreie zum Verjagen von Rabenkrähen *(Corvus corone corone)*: Ein Pilotversuch bei einer Kehrichtdeponie. Z. f. Jagdwissenschaft 30 (2): 117-123.

(527) NAEF-DAENZER Luzia, 1984. Versuch zum Verjagen von Rabenkrähen (*Corvus corone corone)* von sprießenden Maisfeldern. Z. f. Jagdwissenschaft 30 (3): 184—192.

(528) NEAL Ernest, 1948. The badger. Collins, London, xv+158 pp.

(529) NEAL E. G„ 1977. Badger *Meies meles.* In: G. B. CORBET & H. N. SOUTHERN (eds.), The handbook of British mammals, Second edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 357-366.

(530) NEAL E., 1988. The stomach Contents of badgers, *Meies meles.* J. Zool., London, 215 (2): 367-369.

(531) NEI M. & A. K. ROYCHOUDHURY, 1973. Probability of fixation of nonfunctional genes at duplicate loci. Amer. Nat. 107: 362-372 [649].

(532) NESBITT W. H„ 1975. Ecology of a feral dog pack on a wildlife refuge. In: M. W. Fox (ed.), The wild canids, their systematics, behavioral ecology and evolution. Van Nostrand Reinhzold Company, New York, pp. 391-395.

(533) NICHOLS James D. & James L. HINES, 1983. The relationship between harvest rates and survival rates of mallard: a straightforward approach with partitioned data sets. J. Wildl. Manage. 47 (2): 334-348.

(534) NIETHAMMER G., 1966. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 1. Akad. Verlagsges., Frankfurt, 483 pp. [46].

(535) NIXON Charles M., Robert W. DONOHOE & Tom NASH, 1974. Overharvest of fox squirrels from two woodlots in western Ohio. J. Wildl. Manage. 38 (1): 67-80.

(536) NIXON Charles M„ Milford W. McCLAIN & Robert W. DONOHOE, 1975. Effects of hunting and mast crops on a squirrel population. J. Wildl. Manage. 39 (1): 1-25.

(537) NORMAN F. I., 1976. The incidence of lead shotgun pellets in waterfowl (Anatidae and Rallidae) examined in south-eastern Australia between 1957 and 1973. Aust. Wildl. Res. 3(1): 61-71.

(538) NOVAK Milan, 1981. The foot-snare and the leg-hold trap: a comparison. In: Joseph A. CHAPMAN & Duane PURSLEY (eds.), Worldwide Furbearer Conference Proceedings, 3.-11. August 1980, Frostburg, Maryland USA, Volume III, pp. 1671-1685.

(539) NOVIKOV G. A„ 1962. Carnivorous mammals of the fauna of the USSR. Israel Program for Sei. Transl., Jerusalem, 284 pp.

(540) NOWAK E., 1973. Results and plans in waterfowl kill statistics in Europe. Int. Waterfowl Res. Bulletin 35: 26-30.

(541) NOWAK Eugeniusz, 1976. On the »hunting pressure« on waterfowl in Europe. In: M. SMART (ed.). International conference on the conservation of wetlands and waterfowl, Heiligenhafen, Federal Republic of Germany, 2.-6. Dezember 1974, Proceedings, International Waterfowl Research Bureau, Slimbridge, pp. 406-422.

(542) NOWAK E., 1977. Hunting kill statistics research group, IWRB Bull. 43-44: 55-60.

(543) NUGENT M. J., 1985. Goose damage in Great Britain, In: A. RÜGER (ed.), Extent and control of goose damage to agriculture crops, Int. Waterfowl Res. Bur., Special Publication 5: 13-24.

(544) NYHOLM E. S., 1970. On the ecology of the pine marten (*Martes marles)* in eastern and northern Finland. Suomen Riista 22: 105-118 [386].

(545) OBRTEL Radoslav & V&a HOLISOVÄ, 1983. Assessment of the damage done to a crop of maize *(Zea mays)* by roe deer (*Capreolus capreolus).* Folia Zool. 32 (2): 109-118.

(546) O'CONNOR Raymond & Michael SHRUBB, 1986. Farming & birds. Cambridge University Press, Cambridge, xi + 290 pp.

(547) OELKE, 1981. Greifvogeltötungen - warum? Beitr. Naturkunde Niedersachsen 34 (1): 1-12.

(548) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1977. Keratoconjonctivite dans la reserve des Bauges. Bull. Off. Nat. Chasse 7: 36^12 [619].

(549) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1983. La buse variable: *Buteo buleo.* Notes Techniques, Suppl. Bull. Mensuel n. 74, Fiche n. 14: 6 pp.

(550) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1983. Equilibrio tra la foresta e la selvaggina. Naturopa 43: 29-30.

(551) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1984. Le tetras lyre. Notes Techniques, Bulletin Mensuel n. 86, Fiche n. 21: 4 pp.

(552) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1985. Le lagopede alpin. Notes Techniques, Bulletin Mensuel n. 94, Fiche n. 25: 4 pp.

(553) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1985. La gelinotte des bois. Notes Techniques, Bulletin Mensuel n. 97, Fiche n. 26: 6 pp.

(554) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1985. Le mouflon de Corse. Notes Techniques, Bulletin Mensuel n. 88, Fiche n. 23: 4 pp.

(555) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1985. Le chamois et l'isard. Office National de la Chasse, Paris, 28 pp.

(556) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1986. La belette. Notes techniques, Bulletin Mensuel n. 98, Fiche n. 28: 4 pp.

(557) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1986. La fouine *(Martesfoina).* Notes Techniques, Bulletin Mensuel n. 105, Fiche n. 34, 4 pp.

(558) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1986. Le putois. Notes Techniques, Bulletin Mensuel n. 98, Fiche n. 30, 4 pp.

(559) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1986. Le chat forestier (*Felis silvestris).* Notes Techniques, Bulletin Mensuel n. 105, Fiche n. 35,4 pp.

(560) OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1986. Enquete nationale sur les tableaux de chasse ä tir. Saison 1983-1984. Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse 108: 88 pp.

(561) OLECH Bogumila, 1971. Realized production, mortality and sex structure of a partridge (*Perdix perdix* L.) population and its utilization for game purposes in Poland. Ekol. pol. 19 (37): 617-650.

(562) OLSSON N.-O., 1976. Sä jabbade älgarna under O-ringen. Svensk Jakt 113: 734-738 [366],

(563) O' GARA Bart W„ Kimber C. BRAWLEY, John R. MUNOZ & Donald R. HENNE, 1983. Predation on domestic sheep on a western Montana ranch. Wildl. Soc. Bull. 11 (3): 253-264.

(564) OGNEV S. I., 1935. Mammals of U.S.S.R. and adjacent countries (English translation). Monson. Jerusalem.

(565) O'HALLORAN J., A. A. MYERS & P. F. DUGGAN, 1988. Lead poisoning in swans and sources of contamination in Ireland. J. Zool., London, 216 (2): 211-223.

(566) ORGAMBIDESKA COL LIBRE, 1985. Pigeons & chasse 1979-1984. Edition d'Utovie, Lys, 127 pp.

(567) OSIECK E. R., 1982. Verjaging van aalscholvers en blauwe reigers op de viskwekerij Lelystad; proefnemingen 1981. Staatsbosbeheer, Utrecht [193].

(568) OSIECK E. R., 1983. Afweer van aalscholvers op de viskwekerij Lelystad; onderzoek 1982. Staatsbosbeheer, Utrecht [193].

(569) OVEREND Eunice D„ 1980. Badgers and TB - does gassing spread the disease? Oryx 15 (4): 338-340.

(570) OWEN D. F., 1956. The food of nestling jays and magpies. Bird Study 3 (4): 257-265.

(571) OWEN M„ 1980. Wild geese of the world. B. T. Batsford, London, 236 pp. [378],

(572) OWEN R. B. jr„ J. M. ANDERSON, J. W. ARTMANN, E. R. CLARK, P. T. G. DILWORTH, L. E. GREGG, F.W. MARTIN, J. D. NEWSOM & S. R. PURSGLOVE jr„ 1977. American woodcock (*Philohela minor* = *Scolopax minor* of Edwards 1974). In: G. C. Sanderson (ed.), Management of migratory shore and upland game birds in North America, International Association of Fish and Wildlife Agencies in Cooperation with the Fish and Wildlife Service, U. S. Department of the Interior, Washington, D. C., pp. 149-186 [22],

(573) OZOGA John J. & Eisworth M. HARGER, 1966. Winter activities and feeding habits of northern Michigan Coyotes. J. Wildl. Manage. 30 (4): 809-818.

(574) PAIRADEAU C., A. MOULIN, M. PRAVE, J. GASTELLU, J. HARS & L. JOUBERT, 1977. Sur deux enzooties ayant sevi dans le parc national de la Vanoise: keratoconjonctivite infectieuse du chamois et Pleuropneumonie enzootique du chamois et du bouquetin. Trav. Sei. Parc Nat. Vanoise 8: 157-172.

(575) PALMER William L„ Robert G. WINGARD & John L. GEORGE, 1983. Evaluation of white-tailed deer repellents. Wildlife Soc. Bull. 11 (2): 164-166.

(576) PANAMAN Roger, 1982. A live trap for feral cats. J. Zool., London, 198 (4): 522-524.

(577) PANDOLFI Massimo, (senza data). Observation on the feeding habit of the fox *(Vulpes vulpes* L.) in Marche region, Italy. (Manuskript).

(578) PANDOLFI Massimo, Lionello GABUCCI & Leonardo GUBELLINI, 1989. Invertebrati nella dieta della volpe *(Vulpes vulpes)* in Italia centrale. Primo Simposio italiano sui carnivori, Pavia 16-17 marzo 1989, Riassunti delle comunicazioni e dei poster, p. 11.

(579) PANDOLFI Massimo, Riccardo SANTOLINI & Marco BONACOSCIA, 1988. Analisi stagionale dell'alimentazione della volpe *(Vulpes vulpes* L.), con riferimento a zone di ripopolamento e cattura e zone di caccia libera. In: Mario SPAGNESI & Silvano TOSO (a cura di), Atti dei I Convegno nazionale dei biologi della selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 14: 425-440.

(580) PARSLOW J„ 1973. Breeding birds of Britain and Ireland. Poyser, Berkhamsted [605],

(581) PARSON Gary R., 1975. Effect of a 4-year closure of the trapping season forbeaver in eastern Warren County, New York. New York Fish Game J. 22 (1): 57-61.

(582) PARSONS Gary & Mark BROWN, 1978. Effect of a four-year closure of trapping season for beaver in Fulton County. New York Fish Game J. 25 (1): 23-30.

(583) PATTERSON J. H„ 1979. Can ducks be managed by regulation? Experiences in Canada. Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf. 44: 130-139.

(584) PEARSON O. P., 1966. The prey of carnivores during one cycle of mouse abundance. J. Anim. Ecol. 35 (1): 217-233 [382],

(585) PEDERSON Jordan C. & R. Cary TUCKFIELD, 1983. A comparative study of coyote food habits on two Utah deer herds. Great Basin Natur. 43 (3): 432-437.

(586) PEP1N D., 1987. Dynamics of a heavily exploited population of brown hare in a large-scale farming area. J. Appl. Ecol. 24 (3): 725-734.

(587) PERCO F. & F. PERCO, 1979. II capriolo. Carso, Trieste [34],

(588) PERRY Matthew C. & Paul H. GEISSLER, 1980. Incidence of embedded shot in canvasbacks. J. Wildl. Manage. 44 (4): 888-894.

(589) PERZANOWSKI K., T. KOBRZYNSKI, H. MORAWSKI & S. SCIBOREK, 1985. The winter food resources for deer in upland forests of Poland. In: Simon A. de CROMBRUGGHE (ed.), Transactions of the XVII[th] Congress of the International Union of Game Biologists, Brüssel (Belgien), 17.-21. September 1985, Teil 1, Ministerium für Agrarwirtschaft, Brüssel, pp. 473-479.

(590) PETERLE K. J. & W. R. POUCH, 1959. Exploitation of a fox squirrel population on a public shooting area. Mich. Dept. Cons. Game Div. Report 2251: 4 pp. [757],

(591) PETERSON Roger, Guy MOUNTFORT & P. A. D. HOLLOM. 1983. A field guide to the birds of Britain and Europe. Collins, London. Traduzione italiana: Guida degli Uccelli d'Europa, Atlante illustrato a colori, Muzzio, Padova, terza edizione, 1988, 312 pp.

(592) PETERSON Steven R. & Robert S. ELLARSON, 1975. Incidence of body shot in Lake Michigan oldsquaws. J. Wildl. Manage. 39 (1): 217-219.

(593) PETTERSON J.-O., 1985. Goose damage in Sweden. In: A. Rüger (ed.), Extent and control of goose damage to agricultural crops, Int. Waterfowl Res. Bur., Special Publication 5: 45-48.

(594) PFABE Edward & Krystyna SZYPULA-G^DOR, 1964. Udziat szpaka (*Sturnus vulgaris* L.) w zwalczaniu p^draköw chrab^szczy majowego i kasztanowca (*Melolontha melolontha* L. i *M. hippocastani* F.) na terenie Lasu Ruda kolo Pulaw. Sylwan 108 (3): 67-75.

(595) PFEIFFER J. W. C., 1979. Problems with *Branta bernicla bernicla* in the Netherlands. In: M. SMART (ed.), First technical meeting on Western Palearctic migratory bird management, Proceedings, Int. Waterfowl Res. Bur., pp. 126-131.

(596) PIELOWSKI Zygmunt, 1976. Cats and dogs in the European hare hunting ground. In: Z. PIELOWSKI & Z. PUCEK (Herausg.), Ecology and management of European hare population, Warschau, pp. 153-156.

(597) PIELOWSKI Z„ J. PINOWSKI, L. RYSZKOWSKI & S. STRAWINSKI, 1974. Tentative appraisal of the role of vertebrates economically important in an agricultural landscape. In: L. RYSZKOWSKI (ed.), Ecological effects of intensive agriculture (first attempt at a synthesis), Polish Sei. Publ., Warschau, pp. 63-83 [290],

(598) PIMLOTT D. H., 1967. Wolf predation and ungulate populations. Amer. Zool. 7 (2): 267-278 [382],

(599) PIMLOTT Douglas H„ 1975. The ecology of the wolf in North America. In: M. W. Fox (ed.), The wild canids. their systematics, behavioral ecology and evolution. Van Nostrand Reinhold, New York, pp. 280-285.

(600) PIROT Jean-Yves & Jean-Paul TARIS, 1987. Le saturnisme des Anatides hivernant en Camargue: Reactualisation des donees. Gibier Faune Sauvage 4: 83-94.

(601) PITELKA F. A„ 1957. Some charaeteristies of microtine cycles in the Arectic. In: H. P. HANSEN (ed.), Arctic biology, 18th Biol. Colloq. Oregon State College, pp. 73-88 [382,424],

(602) PITELKA F. A„ 1958 (1957). Some aspects of population structure in the short-term cycle of the brown lemming in northern Alaska. Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol. 22: 237 [382,424],

(603) PITELKA F. A., 1959. Population studies of lemmings and lemming predators in northern Alaska. In: H. R. HEWER & N. D. RILEY (eds.), XV1h International Congress of Zoology, London, 16.-23. Juli 1958, Proceedings, pp. 757-759 [424],

(604) POLLACK E. M„ 1951. Food habits of the bobcat in the New England states. J. Wildl. Manage. 15: 209-213 [473],

(605) POLTZ Wolfgang, 1977. Bestandsentwicklungen bei Brutvögeln in der Bundesrepublik Deutschland. Kilda, Greven, 127pp.

(606) PORTER R. E. R., 1982. Comparison of exclosure and methiocarb for protecting sweet cherries from birds, and the effeet of washing on residues. New Zeland J. Exp. Agric. 10:413-418.

(607) PORTER William F., 1983. A baited electric fence for Controlling deer damage to orchard seedlings. Wildlife Soc. Bull. 11 (4): 325-327.

(608) POTTS G. R., 1970. Recent changes in the farmland fauna with special reference to the decline of the grey partrige. Bird Study 17: 145-166 [546],

(609) POTTS G. R. & G. P. VICKERMAN, 1974. Studies on the cereal ecosystem. Adv. Ecol. Res. 8: 107-197.

(610) POZIO Edoardo & Luigi GRADONI, 1981. Spettro trofico della volpe (*Vulpes vulpes* L.) e della faina (*Mustela foina* Erxleben) in provincia di Grosseto. Natura, Mailand, 72 (3-4): 185-196.

(611) PRATER A. J„ 1976. The distribution of coastal waders in Europe and North Africa. In: M. SMART (ed.), International conference on conservation of wetlands and waterfowl Heiligenhafen, Federal Republic of Germany, 2-6 December 1974 Proceedings, International Waterfowl Research Bureau, Slimbridge, pp. 255-271.

(612) PRATESI Fulco, 1978. Esclusi dall'arca. Animali estinti e in via di estinzione in Italia. Mondadori, Mailand, 223 pp.

(613) PRIGIONI Claudio & Franca TACCHI, 1989. Nicchia trofica della volpe nella valle del Ticino. Primo simposio italiano sui Carnivori, Pavia 16-17 marzo 1989, Riassunti delle comunicazioni e dei poster, p. 10.

(614) PRIGIONI Claudio, Franca TACCHI & Paola ROSA, 1988. Variazioni stagionali della dieta del tasso (*Meies meles*) e della volpe (*Vulpes vulpes)* in aree della pianura padana. In: Mario SPAGNESI & Silvano TOSO (a cura di), Atti del I convegno nazionale dei biologi della selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 14: 447—451.

(615) PROSPERI S„ A. GIOVANNINI & L. PAULUCCI DE CALBOLI, 1987. Epidemiology and control of rabies in the alpine areas. The case of Italy. Rev. Sei. Tech. Off. Int. Epiz.6(1): 77-95.

(616) PURSGLOVE Samuel R. jr„ 1976 (1975). Observations on wintering woodcock in northeast Georgia. Proc. a. Conf. S. E. Ass. Game Fish Common. 29: 630-639.

(617) QUADRELLI Giancarlo, 1984. II traffico stradale come causa di morte per gli uccelli in un'area della Pianura padana. Riv. Ital. Ornitol. 54 (1-2): 77-80.

(618) RAFFIN Jean-Pierre & Jean-Claude LEFEUVRE, 1982. Chasse et conservation de la faune sauvage en France. Biol. Cons. 23: 217-241.

(619) RAFFIN Jean-Pierre & Jean-Claude LEFEUVRE, 1983. Reflexions sur la gestion d'un ongule sauvage dans les zones protögäes: le cas du chamois, *Rupicapra rupicapra* L. dans les Alpes franijaises. Bull. Ecol. 14 (4): 241-248.

(620) RASMUSSEN D. I., 1941. Biotic communities of Kaibab Plateau, Arizona. Ecol. Mon. 3: 229-275 [124],

(621) RATCLIFFE Philip P., 1987. Red deer population changes and the independent assessment of population size. Symp. Zool. Soc. London 58: 153-165.

(622) REED Austin & Hung BOYD, 1974. The impact of opening weekend hunting on local black ducks breeding in the St. Lawrence Estuary and on transient ducks. Canadian Wildlife Serv. Rep. Ser. 29: 84-91.

(622bis) REGIONE LAZIO, ASSESSORATO AGRICOLTURA, 1989. Piano pluriennale regionale per la tutela e la difesa della fauna autoctona in via di estinzione. Rom, 6 Bde., 140+233+194+177+94+103 pp., Tafeln.

(623) REICHELT Hardy (senza data). Gli uccelli nostri amici. Lega Nazionale contro la Distruzione degli Uccelli & Anglo-Italian Society for the Protection of Animals, 19 pp.

(624) REICHHOLF J., 1973. Die Bestandsentwicklung des Höckerschwans *(Cygnus olor)* und seine Einordnung in das Ökosystem der Innstauseen. Anz. Orn. Ges. Bayern 12: 15-46 [626],

(625) REICHHOLF J„ 1973. Begründung einer ökologischer Strategie der Jagd auf Enten *(Analinae)*. Anzeiger Orn. Ges. Bayern 12: 237-247 [436].

(626) REICHHOLF Josef, 1979, Problemvogel Höckerschwan. Gefiederte Welt 1979 (6): 114-116.

(627) REICHHOLF J., 1981. Der Bestandstrend beim Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas 1778) und die jahreszeitliche Verteilung der Verluste im Strassenverkehr. Z. f. Jagdwissenschaft 27 (4): 240-246.

(628) REINECKE K., 1985. Nutrition, condition and ecophysiology. Report of a Workshop. In: Proc. Symp. Waterfowl in Winter, Galveston, Texas [484],

(629) RETTIG L., 1980. Zusammenarbeit zwischen Vögelschutzkreisen und Jägerschaft bei der Ermittlung von Greifvogel-Brutbeständen im nordwestlichen Ostfriesland gestaltet sich schwierig. In: K. RETTIG (Herausg.), Beiträge zur Vogel- und Insektenwelt im nordwestlichen Ostfriesland, Emden, pp. 1-7 [547].

(630) REYNOLDS Peter, 1979. Preliminary observations on the food of the fox (*Vulpes vulpes* L.) in the Camargue, with special reference to rabbit *(Oryctolagus cuniculus* L.) predation. Mammalia 43 (3): 295-307.

(631) RICHARDS D. F., 1977. Observations on the diet of the red fox (*Vulpes vulpes*) in South Devon. J. Zool., London, 183 (4): 495-504.

(632) ROBERTSON P. A. & J. WHELAN, 1987. The food of the red fox (*Vulpes vulpes)* in Co. Kildare, Ireland. J. Zool., London, 213 (4): 740-743.

(633) ROBINSON William L. & Eric G. BOLEN, 1984. Wildlife ecology and management. Macmillan, New York, & Collins, London, xvi+478 pp.

(634) ROGERS John G. jr. & John T. LINEHAN, 1977. Some aspects of grackle feeding behavior in newly planted com. J. Wildl. Manage. 41 (3): 444-447.

(635) ROGERS J. P„ J. D. NICHOLS, F. W. MARTIN, C. F. KIMBALL & R. S. POSPAHALA, 1979. An examination of harvest and survival rates of ducks in relation to hunting. Trans. North Am. Wildl. and Nat. Resour. Conf. 44: 114-126 [533],

(636) ROMANOWSKI Jerzy, 1983. Sklad zimowego pokarmu gronostaja *(Mustela erminea* Linnaeus, 1758) pod Warszaw?. Przegljd Zool. 27 (2): 207-210.

(637) ROSA Paola, Anna BRANGI & Laura GOLA, 1989. Alimentazione della volpe in aree montane dell'Appennino settentrionale. Primo simposio italiano sui Carnivori, Pavia, 16-17 marzo 1989, Riassunti delle comunicazioni e dei poster, p. 13.

(638) ROSEBERRY John L., 1979. Bobwhite population responses to exploitation: real and simulated. J. Wildl. Manage. 43 (2): 258-305.

(639) ROSEBERRY John L. & W. D. KLIMSTRA, 1974. Differential vulnerability during a controlled deer harvest. J. Wildl. Manage. 38 (3): 499-507.

(640) ROSEBERRY John L„ Bruce G. PETERJOHN & W. D. KLIMSTRA, 1979. Dynamics of an unexploited bobwhite population in deteriorating habitat. J. Wildl. Management 43 (2): 306-315.

(641) ROSEN Merton N. & Raymond A. BANKOWSKI, 1960. A diagnostic technique and treatment for lead poisoning in swans. Calif. Fish Game 46 (1): 81-90.

(642) ROST G. R., 1975. Response of deer and elk to roads. Unpublished M. S. Thesis, Colorado State Univ., Fort Collins, 51 pp. [661].

(643) ROSWELLH. C„ J. RITCEY & F. COX, 1981. Assessment of effectiveness of trapping methods in the production of a humane death. Proc. Worldwide Furbearer Conf. 1 (3): 1647-1670.

(644) RUDGE M. R. & J. M. CLARK, 1978. The feral goats of Raoul Island, and some effects of hunting on their body size and population density. New Zeland J. Zool. 5 (3): 581-589.

(645) RÜGER A„ C. PRENTICE & Myrfyn OWEN, 1986. Results of the IWRB international waterfowl census 1967-1983. IWRB Special Publication 6: viii+118 pp.

(646) RUSCH D. H„ M. M. GILLESPIE & D. I. McKAY, 1978. Decline of ruffed grouse population in Manitoba. Can. Field Nat. 92: 123-127 [59].

(647) RUSCH Donald H„ E. Charles MESLOW, Phillip D. Doerr & Lloyd B. KEITH, 1972. Response of great homed owl populations to changing prey densities. J. Wildl. Manage. 36 (2): 282-296.

(648) RUSH G„ 1973. The hen-brood release as a restoration technique. In: C. SANDERSON & H. C. SCHULTZ (eds.), Wild turkey management: current problems and programs. University of Missouri Press, Columbia, pp. 192-197 [633],

(649) RYMAN N„ R. BACCUS, C. REUTERWALL & M. H. SMITH, 1981. Effective population size, generation interval, and potential loss of genetic variability in game species under different hunting regimes. Oikos 36: 257-266.

(650) RYSZKOWSKI L., J. GOSZCZYNSKI & J. TRUSZKOWSKI, 1973. Trophic relationships of *Microtus arvalis* in cultivated fields. Acta Theriol. 18 (7): 125-165.

(651) RZEBIK-KOWALSKA Barbara, 1972. Badania nad pokarmen ssaköw drapieznych

w Polsce (Studies on the diet of the camivores in Poland). Acta Zool. Cracoviensia 17 (19): 415-506 (Tabelle).

(652) SAARNI Roy W., 1944. Effect of hunting on a Valley quail population. Calif. Fish Game 30 (2): 71-79.

(653) SARBELLO William & Lawrence W. JACKSON, 1985. Deer mortality in the Town of Malone. New York Fish Game J. 32 (2): 141-157.

(654) SARGEANT Alan B., George A. SWANSON & Harold A. DOTY, 1973. Selective predation by mink, *Mustela vison,* on waterfowl. Am. Midi. Nat. 89 (1): 208-214.

(655) SCHALLER G. B„ 1972. The endless race of life. Nat. History 81 (4): 38-43 [290],

(656) SCHIFFERLIL., 1984. Kormoran und Fischerei. Inf. Bull. Schweiz. Vogelw. 7: 1-8 [193],

(657) SCHLADWEILER P., 1974. Response by P. Schladweiler. J. Wildl. Manage. 38 (3): 567.

(658) SCHNEIDER Eberhard & Ralf SCHULTE, 1987. Die Haltung und Zucht von Vögeln und anderen Wildtieren - Artenschutz der Zukunft? Vogel und Umwelt 4 (4/5): 215-246.

(659) SCHRÖDER Wolfgang, 1973. Hirsch im Gerede. Natur 6: 70-78 [353],

(660) SCHRÖDER W„ 1985. Management of mountain ungulates. In: Sandra LOVARI (ed.), The biology and management of mountain ungulates, Croom Helm, London, pp. 179-196.

(661) SCHULTZ Richard D. J. & James A. BAILEY. 1978. Responses of national park elk to human activity. J. Wildl. Manage. 42 (1): 91-100.

(662) SCHWARZ R. & A. RÜGER, 1971. Conflicts with agriculture in Schleswig-Holstein. In: M. SMART (ed.), First technical meeting on Western Palearctic migratory bird management, Int. Waterfowl Res. Bur., 122-125.

(663) SCHWENK Sigrid, 1986. Der Fischotter (*Lutra lutra)* im Spiegel der deutschen und österreichischen Jagdstatistiken zwischen 1830 und 1936. Z. f. Jagdwissenschaft 32 (4): 239-248.

(664) SEN A. R., 1973. Response errors in Canadian waterfowl surveys. J. Wildl. Manage. 37 (4): 485-491.

(665) SENNER J. W., 1980. Inbreeding depression and the survival of zoo populations. In: M. E. SOULE & B. A. WILCOX (eds.), Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective, Sinauer Associates, Sunderland, pp. 209-224.

(666) SEPANSO, 1982. Chasses traditionelles des oiseaux migrateurs dans le sud-ouest de la France. Sud-Ouest Nature, hors Serie, Bordeaux, 84 pp.

(667) SEQUEIRA Darrell M., 1980. Comparison of the diet of the red fox (*Vulpes vulpes* L., 1758) in Gelderland (Holland), Denmark and Finnish Lapland. In: Erik ZIMEN (ed.), The red fox, Symposium on behaviour and ecology, Biogeographica 18: 35-51.

(668) SHEETS Robert G., 1972. A trap for capturing black-footed ferrets. Am. Midi. Nat. 88 (2): 461-462.

(669) SIMONETTA Alberto, 1980. La caccia oggi in Italia: aspetti ecologici. Cittä e Regione 6 (1): 36-46.

(670) SINCLAIR A. R. E., 1977. The African buffalo - a study of resource limitation of populations. University Chicago Press, Chicago, xii + 355 pp.

(671) SKINNER C. A. & J. P. SKINNER, 1988. Food of badgers (*Meies meles)* in an arable area of Essex. J. Zool. 215 (2): 360-362.

(672) SKOOG P„ 1970. The food the Swedish badger, *Meies meles* L. Viltrevy 7: 1-120 [416],

(673) SLÄDEK Jozef, 1973. Kvantitati'vne zlozenie potravy macki divej (Felis silvestris) v zäpadnych Karpatoch. Biolögia (Bratislava) 28 (2): 127-137.

(674) SMITH M. W.. 1968. Fertilization and predator control to increase growth rate and yield of trout in a natural lake. J. Fish. Res. Board Canada 25 (10): 2011-2036.

(675) SMITH Ronald A. & V. Rick McDANIEL, 1982. A two year comparison of the winter food habits of mink (*Mustela vison)* from deltaic northeast Arkansas. Arkansas Acad. Sei. Proc. 36: 105-106.

(676) SMITH Tim & Tom POLACHEK, 1981. Reexamination of the life table for Northern für seals with implications about population regulatory mechanisms. In: Charles W. FOWLER & Tim D. SMITH (eds.), Dynamics of large mammal population, Wiley, New York, pp. 99-120.

(677) SMUTS G. L., 1978. Interrelations between predators, prey, and their environment. Bioscience 28: 316-320 [4701.

(678) SNYDER John D. & Robert A. JANKE, 1976. Impact of moose browsing on boreal-type forests of Isle Royale National Park. Am. Midi. Nat. 95 (1): 79-92.

(679) SOMERS J. D., F. F. GILBERT, D. E. JOYNER, R. J. BROOKS & R. G. GARTSHORE, 1981. Use of 4-aminopyridine in com fields under high foraging stress. J. Wildl. Manage. 45 (3): 702-709.

(680) SOUTHERN H. N. & J. S. WATSON, 1941. Summer food of the red fox *(Vulpes vulpes)* in Great Britain: a preliminary report. J. Anim. Ecol. 10 (1): 1-11.

(681) SPAANS Arie L„ Sandra RODENBURG & Jaap DE WOLF, 1982. Het voedsel van jonge eksters: een verkennend onderzoek. Het Vogeljaar 30 (1): 31-35.

(682) SPAGNESI M., 1981. Lepre variable o lepre bianca. *Lepus timidus varronis* Miller, 1901. In: Corpo forestale dello Stato e delle Regioni autonome, Istituto di Entomologia dell'Universitä di Pavia (a cura di), Distribuzione e biologia di 22 specie di mammiferi in Italia, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Rom, pp. 19-24.

(683) SPANIER E., 1980. The use of distress calls to repel night herons *(Nycticorax nycticoras)* from fish ponds. J. Appl. Ecol. 17 (2): 287-294.

(684) SPANÖ Silvio & Alberto CHELINI, 1983. Some results of a five years study on woodcock in Italy. In: H. KALCHREUTER (ed.), Second European woodcock and snipe Workshop, Fordingbridge, England, 30. März-I. April 1982, Proceedings, IWRB, Slimbridge, pp. 127-131.

(685) SPITTLER H„ 1978. Untersuchungen zur Nahrungsbiologie streunender Hauskatzen *(Felis sylvestris f. catus* L.). Z. f. Jagdwissenschaft 24 (1): 33-44.

(686) SPITTLER H„ 1987. Zur Ursache des sprunghaften Streckenrückganges beim Feldhasen *(Lepus europaeus* Pallas 1778) in den Jahren 1978 und 1979. Z. f. Jagdwissenschaft 33 (3): 175-184.

(687) SPRAY C. J. & H. MILNE, 1988. The incidence of lead poisoning among whooper and mute swan *Cygnus cignus* and C. *olor* in Scotland. Biol. Cons. 44: 265-281.

(688) STECK F., 1982. Rabies in wildlife. Symp. Zool. Soc. London 50: 57-75.

(689) STECK F., A. WANDELER, P. BICHSEL, S. CAPT, U. HÄFLIGER & L. SCHNEIDER, 1982. Oral immunisation of foxes. Rendiconti della Fondazione Istituto Pasteur- Fondazione Cenci Bolognetti 1: 41-65.

(690) STECK F., A. WANDELER, P. BICHSEL, S. CAPT & L. SCHNEIDER, 1982. Oral immunisation of foxes against rabies. Zbl. Vet. Med. (B) 29: 372-396.

(691) STEPHENS Marie N. (senza data). The natural history of the otter. The Otter report. UFAW, London, 88 pp.

(692) STERBETZ Istvan, 1964. Beiträge zur Erforschung der wirtschaftlichen Bedeutung der Elster (*Pica pica)* in Ungarn. Angewandte Ornithologie 2(1): 30-36.

(693) STERBETZ Istvan, 1968. A Magyarországi szürkevarjak (Corvus c. cornix L.) táplálkozásának üjabb gazdasági ertekelese. Aquila 75: 151-157.

(694) STEWART Paul A., 1971. Persistence of remains of birds killed on motor highways. Wilson Bull. 83 (2): 203-204.

(695) STEWART Paul A., 1973. Starlings eat larvae on com ears without eating com. Auk 90(4): 911-912.

(696) STICKLEY Allen R. jr. & Joseph L. GUARINO, 1972. A repellent for protecting com seed from blackbirds and crows. J. Wildl. Manage. 36 (1): 150-152.

(697) STICKLEY Allen R. jr., Robert T. MITCHELL, Robert G. HEATH, Charles R. INGRAM & Edwin L. BRADLEY jr., 1972. A method for appraising the bird repellency of 4-aminopyridine. J. Wildl. Manage. 36 (4): 1313-1316.

(698) STICKLEY Allen R. jr., Robert T. MITCHELL, John L. SEUBERT, Charles R. INGRAM & Melvin I. DYER, 1976. Large-scale evaluation of blackbird frightening agent 4-aminopyridine in com. J. Wildl. Manage. 40 (1): 126-131.

(699) ST. JOSEPH A. K. M., 1979. The development of inland feeding by *Branta bernicla bernicla* in Southeastern England. In: M. SMART (ed.), First technical meeting on Western Palearctic migratory bird management, Int. Waterfowl Res. Bur., pp. 132-145.

(700) STOCKER G. & P. LÜPS, 1984. Qualitative und quantitative Angaben zur Nahrungswahl des Dachses *Meies meles* im schweizerischen Mittelland. Rev. Suisse Zool. 91 (4): 1007-1015.

(701) STOLL G. D., 1977. Michigan's experience with violation Simulation. Paper presented at Assoc. of Midwest Fish and Game Law Enforcement Officers, Okoboji, Iowa, 2 pp. [22].

(702) STONE Charles P., Donald F. MOTT, Jerome F. BESSER & John W. DE GRAZIO, 1972. Bird damage to com in the United States in 1970. Wilson Bull. 84 (1): 101—105.

(703) STOTT Richard S. & David P. OLSON, 1972. Differential vulnerability pattem among three species of sea ducks. J. Wildl. Manage. 36 (3): 775-783.

(704) STREET Mike, 1982. Some ways of reducing ingestion of lead shot. The Game Conservancy Annual Review for 1981, p. 101.

(705) STROGANOV S. U., 1969. Carnivorous mammals of Siberia. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, x+522 pp.

(706) SUMINSKI P. & W. FILIPIAK, 1977. Beitrag zur Nahrungsuntersuchung des Wolfes *(Canis lupus* L.). Z. f. Jagdwissenschaft 23 (1): 1-5.

(707) SUMMERS C. F., 1979. The scientific background to seal stock management in Great Britain. Natural Environment Research Council Publications Series C, 14 pp. [315],

(708) SWENSON Jon E., 1982. Effects of hunting on habitat use by mule deer on mixed-grass prairie in Montana. Wildl. Soc. Bull. 10 (2): 115-120.

(709) SZYMCZAK Michael R. & William J. ADRIAN, 1978. Lead poisoning in Canada geese in Southeast Colorado. J. Wildl. Manage. 42 (2): 299-306.

(710) TAHON J„ 1980. Attempts to control starlings at roosts using explosions. In: E. N. WRIGHT, I. R. INGLIS & C. J. FEARE (eds.), Bird problems in agriculture. British Crop Protection Council, Croydon [228].

(711) TAMISIER Alain, 1985. Hunting as a key environmental parameter for the Western Palaearctic duck population. Wildfowl 36: 95-103.

(712) TANNER J. T„ 1966. Effects of population density on growth rates of animal populations. Ecology 47: 733-745.

(713) TAPPER Stephen C., 1976. The diet of weasel, *Mustela nivalis* and stoats, *Mustela erminea* during early summer, in relation to predation on gamebirds. J. Zool., London, 179(2): 219-224.

(714) TAPPER Stephen, 1979. The effect of fluctuating vole number (*Microtus agrestis)* on a population of weasels (*Mustela nivalis*) on farmland. J. Anim. Ecol. 48: 603-617.

(715) TAPPER S. C. & G. J. M. HIRONS, 1983. Recent trends in woodcock bags in Britain. In: H. KALCHREUTER (ed.), Second European woodcock and snipe Workshop, Fordingbridge, England, 30. März - 1. April 1982, Proceedings, IWRB, Slimbridge, pp. 132-137.

(716) TATNER Paul, 1983. The diet of urban magpies *Pica Pica.* Ibis 125: 90-107.

(717) TELFER E. S. & Anna CAIRNS, 1978. Stern breakage by moose. J. Wildl. Manage. 42 (3): 639-642.

(718) TEMPLE Stanley A., 1987. Do predators always capture substandard individuals disproportionately from prey populations? Ecology 68 (3): 669-674.

(719) TESTA J. Ward & Donald B. SINIFF, 1987. Population dynamics of Weddell seals *(Leptonychotes weddelli)* in McMurdo Sound, Antarctica. Ecol. Mon. 57 (2): 149-165.

(720) THEARLE R.J.P., 1968. Urban bird problems. In: R.K. MURTON & E.N. WRIGHT (eds.), The problems of birds as pests, Institute of Biology Symposia, Academic Press, London & New York, 17: 181-197.

(721) THOMAS G. J., 1976. Ingested lead pellets in waterfowl at the Ouse Washes, England, 1968-1973. Wildfowl 26: 43-48.

(722) THOMAS G. J„ 1982. Lead poisoning in waterfowl. In: D. A. Scott (ed.), Managing wetlands and their birds, A manual of wetland and waterfowl management, Proceedings of the Third Technical Meeting on Western Palearctic Migratory Bird Management, held at the Biologische Station Rieselfelder Münster, Federal Rcpublic of Germany, 12.-15. Oktober 1982, pp. 260-268.

(723) THOMPSON H. V., 1977. Mink *Mustela vison.* In G. B. CORBET & H. N. SOUTHERN (eds.), The handbook of British Mammals, Second edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 353-357.

(724) TIEMEIER D.W., 1941. Repaired bone injury in birds. Auk 58: 350-359 [746],

(725) TILL James A. & Frederik F. KNOWLTON, 1983. Efficacy of denning in alleviating eoyote depredations upon domestic sheep. J. Wildl. Manage. 47 (4): 1018-1025.

(726) TISCHNER Kenneth 1979 (1977-78). Road kills of south Jersey. Cassinia 57: 22-24.

(727) TOMPA F. S„ 1976. Zum Rabenkrähen-Problem in der Schweiz (Teil II: Rabenkrähe und Landwirtschaft: Schäden und Abwehrmaßnahmen). Orn. Beob. 73 (5-6): 195-208 [409].

(728) TRAINER Daniel O. & Richard A. HUNT, 1965. Lead poisoning of waterfowl in Wisconsin. J. Wildl. Manage. 29 (1): 95-103.

(729) TROST Robert E., 1980. Ingested shot in waterfowl harvested on the Upper Mississippi National Wildlife Refuge. Wildl. Soc. Bull. 8(1): 71-74.

(730) TUBBS C. R., 1974. The buzzard. David & Charles, London.

(731) TYLER B. M. J. & L. W. KANNENBERG, 1980. Blackbird damage to ripening field com in Ontario. Can. J. Zool. 58 (3): 469-472.

(732) UECKERMANN E., 1969. Wildverluste durch den Straßenverkehr und Verkehrsunfälle durch Wild im Lande Nordrhein-Westfalen im Jagdjahr 1967/68. Z. f. Jagdwissenschaft 15: 109-117.

(733) UECKERMANN E., 1970. Wildverluste durch den Strassenverkehr und Verkehrsunfälle durch Wild im Lande Nordrhein-Westfalen im Jagdjahr 1967/68. Transactions of the IX Int. Congress of Game Biologists, Moskau, pp. 158-168.

(734) UECKERMANN E„ 1973. Taubenschäden und Taubenanflug in Nordrhein-Westfalen. Union Internationale des Biologistes du Gibier, Actes du X^{e} Congres, Paris 3.-7. Mai 1971, Office National de laChasse, pp. 125-132.

(735) UECKERMANN E„ 1973. Pflanzenschutzmittelanwendung und Wild in Nordrhein-Westfalen. Union Internationale des Biologistes du Gibier, Actes du X^{e} Congres, Paris 3.-7. Mai 1971, Office National de la Chasse, pp. 169-174.

(736) UECKERMANN E„ 1985. Forstwirtschaft und Wild. In: Simon A. DE CROMBRUGGHE (ed.), Transactions of the XVII^{lh} Congress of the International Union of Game Biologists, Brüssel, 17.-21. September 1985, Teil 1, Minister für Agrarwirtschaft, Brüssel, pp. 371-383.

(737) UECKERMANN E„ 1985. Einfluss der Fütterung auf den Schälumfang des Rotwildes. In: Simon A. DE CROMBRUGGHE (ed.), Transactions of the XVII^{-h} Congress of the International Union of Game Biologists, Brüssel, 17.-21. September 1985, Teil I, Ministerium für Agrarwirtschaft, Brüssel, pp. 481-488.

(738) UECKERMANN E. & H. SCHOLZ, 1972. Beeinflussung des Schälumfanges durch Fütterung. Ein Beitrag zur Schälursache des Rotwildes nach Beobachtungen in einem Jagdgatter. Z. f. Jagdwissenschaft 18: 174-177.

(739) UECKERMANN E. & H. SCHOLZ, 1975. Umfang des Schälens durch Muffelwild *(Ovis ammon musimon)* in Fichtenbeständen und Bewährung technischer Schälschutzmaßnahmen. Z. f. Jagdwissenschaft 21 (3): 182-190.

(740) UECKERMANN E„ H. SPITTLER & F. GRAUMANN, 1981. Technische Maßnahmen zur Abwehr des Graureihers *(Ardea cinerea)* von Fischteichen und Fischzuchtanlagen. Z. f. Jagdwissenschaft 27 (4): 271-282.

(741) UECKERMANN E„ J. ZANDER, H. SCHOLZ & D. LÜLFING, 1977. Die Aus-

Wirkung der Winterfütterung auf den Schälumfang des Rotwildes und den Verbißumfang des Rot- und Rehwildes in dem Rotwildversuchsrevier Hochgewälds-Unterwand/Eifel. Z. f. Jagdwissenschaft 23 (3): 153-162.

(742) UHLIG H. G., 1956. The gray squirrel in West Virginia. West Virginia Conserv. Comm., Charleston, West Virginia, 83 pp.

(743) VAN BALLENBERGHE Victor, 1985. Wolf predation on caribou: the Nelchina herd case history. J. Wildl. Manage. 49 (3): 711-720.

(744) VAN DOBBEN W. H„ 1952. The food of the cormorant in the Netherlands. Ardea 40: 1-63 |193],

(745) VAN HAAFTEN J. L„ 1965. A natural repellent. In: T. H. BLANK (ed.), Int. Union of Game Biology Trans, of the VI"[1] Congress, Bournemouth, 7.-12. Oktober 1963, The Nature Conservancy, London, pp. 389-392.

(746) VAN DYKE Fred, 1981. Mortality in crippled mallards. J. Wildl. Manage. 45 (2): 444-453.

(747) VAN VESSEM J„ D. DRAULANS & A. F. DE BONT, 1985. The effects of killing and removal on the abundance of grey herons at fish farms. In: Simon A. DE CROMBRUGGHE (ed.), Transactions of the XVir'' Congress of the International Union of Game Biologists, Brüssel, 17.-21. September 1985, Ministerium für Agrarwirtschaft, Brüssel, Teil I, pp. 337-343.

(748) VAN WELIE H. W. M„ 1985. Compensation for goose damage in the Netherlands. In: A. RÜGER (ed.), Extent and control of goose damage to agricultural crops, Int. Waterfowl Res. Bur., Special Publication 5: 29-33.

(749) VASSANT J. & D. BRETON, 1986. Essai de reduction des dtSgäts de sanglier *(Sus scrofa scrofa)* sur ble (*Triticum sativum)* au Stade laiteux par distribution de mai's *(Zea mais)* en foret. Gibier Faune Sauvage 3: 83-95.

(750) VERMERSCH Gerard, 1983. Chronologie de la reproduction des oiseaux d'eau dans les friches humides d'Usinor-Mardyck/Grande-Synthe (Nord) en 1982. Heran 1983(1): 88-89.

(751) VESEY-FITZGERALD B„ 1946. British game. Collins, London (3131.

(752) VESEY-FITZGERALD B„ 1964. Odd about the otter. Sphere 1964 (25. Januar): 133 [313],

(753) VIKBERG Pentti, 1980. Sepelkyykkyn viljelyksille aiheuttamista vahingoista. Suomen Riista 28: 37-41.

(754) VON SCHANTZ Torbjörn, 1980. Prey consumption of a red fox population in southern Sweden. In: Erik ZIMEN (ed.), The red fox, Symposium on behaviour and ecology, Biogeographica 18: 53-64.

(755) WACHENDÖRFER G. & J. W. FROST, 1980. Epizootiology and control of rabies in Central Europe. In: Erik ZIMEN (ed.), The red fox, Symposium on behaviour and ecology, Biogeographica 18: 263-275.

(756) WAECHTER Antoine, 1975. Ecologie de la fouine en Alsac. Terre et Vie 22: 399-457.

(757) WAGNER Frederic H., 1969. Ecosystem concepts in fish and game management. In: George M. VAN DYNE (ed.), The ecosystem concept in natural resource management, Academic Press, New York & London, pp. 259-307.

(758) WAGNER F. H„ C. D. BESADNY & C. KABAT, 1965. Population ecology and management of Wisconsin pheasants. Wisconsin Cons. Dept., Tech. Bull. 34, 168 pp. [757],

(759) WAGNER F. H. & L. C. STODDART, 1972. Influence of coyote predation on black-tailed jackrabbit populations in Utah. J. Wildl. Manage. 36 (2): 329-342 [382],

(760) WAGNER Frederic H. & Allen W. STOKES, 1968. Indices to overwinter survival and productivity with implications for population regulation in pheasants. J. Wildl. Manage. 32(1): 32-36.

(761) WAGNER WILLIAM C. II, 1985. Lead poisoning - whero do we go from here? Intern. Waterfowl Symp. 5: 146-151.

(762) WALKER Brian H., 1981. Stability properties of semiarid savannas in southern African game riserves. In: Peter A. JEWELL & Sidney HOLT (eds.), Problems in management of locally abundant wild mammals, Academic Press, New York & London, pp. 57-67.

(763) WALKER D. R.G., 1972. Observations on a collection of weasels (*Mustela nivalis)* from estates in south-west Hertfordshire. J. Zool., London, 166 (4): 474-480.

(764) WANDELER A. I., 1980. Epydemiology of fox rabies. In: Erik ZIMEN (ed.), The red fox, Symposium on behaviour and ecology, Biogeographica 18: 237-249.

(765) WATSON Adam, 1976. Food remains in the droppings of foxes (*Vulpes vulpes)* in the Cairngorms. J. Zool., London, 180: 495-496.

(766) WATSON A. & R. MOSS, 1970. Dominance, spacing behavior, and aggression in relation to population limitation in vertebrates. Symp. Brit. Ecol. Soc. 10: 167-218 [59].

(767) WATSON Adam & Robert MOSS, 1972. A current model of population dynamics in red grause. In: K. H. VOOUS (ed.), Proceedings of the XV[th] international ornithological congress, The Hague, The Netherlands, 30. August-5. September 1970, Brill, Leiden, pp. 134-149.

(767bis) WATSON Adam & P. J. O'HARE, 1979. Red grouse populations on experimentally treated and untreated Irish bog. J. Wildl. Manage. 43 (1): 128-135.

(768) WEAVER Janna K. & Henry S. MOSBY, 1979. Influence of hunting regulations on Virginia wild turkey populations. J. Wildl. Manage. 43 (1): 128-135.

(769) WEAVER John L. & Stephen W. HOFFMAN, 1979. Differential detectability of rodents in coyote scats. J. Wildl. Manage. 43 (3): 783-786.

(770) WEBB Jean B., 1975. Food of the otter *(Lutra lutra)* on the Somerset levels. J. Zool., London, 177 (4): 486-491.

(771) WEST Richard R., Ronald B. BRUNTON & Donald J. CUNNINGHAM, 1969. Repelling pheasants from sprouting com with a carbamate insecticide. J. Wildl. Manage. 33 (1): 216-219.

(772) WEST R. R. & J. H. DUNKS, 1969. Repelling boat-tailed grackles from sprouting com with a carbamate Compound. Texas J. Sei. 21: 231-233 [519],

(773) WHITE H. C., 1939. Bird control to increase the Margaree River salmon. Bull. Fish. Res. Board Canada 58: 1-30.

(774) WHITE H. C., 1957. Food and natural history of mergansers on salmon waters in the maritime provinces of Canada. Bull. Fish. Res. Board Canada 116, viii+63 pp.

(775) WHITE Stephen B„ Richard A. DOLBEER & Theodore A. BOOKHOUT, 1985.

Ecology, bioenergetics, and agricultural impacts of a winter-roosting population of blackbirds and starlings. Wildl. Mon. 93:42 pp.

(776) WHITING R. Montague jr„ Ronnie R. GEORGE, M. Reith CAUSEY & Thomas H. ROBERTS, 1985. February hunting of American woodcock: breeding implication. In: Samuel L. BEASOM & Sheila F. ROBERTSON (eds.), Game harvest management, Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Kingsville, Texas, pp. 309-317.

(777) WHITLOCK S. C. & H. J. MILLER, 1947. Gunshot wounds in ducks. J. Wildl. Manage. 11: 279-281, Plate II.

(778) WIENS John A. & Melvin I. DYER, 1975. Simulation modelling of red-winged blackbird impact on grain crops. J. Appl. Ecol. 12 (1): 63-82.

(779) WIENS J. A. & M. I. DYER, 1977. Assessing the potential impact of granivorous birds in ecosystems. In: Jan PINOWSKI & S. Charles KENDEIGH (eds.). Granivorous birds in ecosystems. Their evolution, populations, energetics, adaptations, impact and control. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 205-266.

(780) WIESE Martin, 1987. DJV-Handbuch 1987. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. (Herausg.). Hoffmann, Mainz, X+486 pp.

(781) WILLIAMS Murray, 1972. Mortality and exploitation of paradise shelduck. Wildfowl 23: 94-102.

(782) WISE M. H., I. J. LINN & C. R. KENNEDY, 1981. A comparison of the feeding biology of mink *Mustela vison* and otter *Lutra lutra.* J. Zool., London, 195 (2): 181 — 213.

(783) WITT Hugo, 1976. Untersuchungen zur Nahrungswahl von Füchsen (*Vulpes vulpes* L. 1758) in Schleswig-Holstein. Zool. Anz. 197 (5/6): 377-400.

(784) WITTENBERG J., 1978. Zur Frage einer Artenschutzregelung für Rabenkrähe, Elster und Eichelhäher. Ökologische, wirtschaftliche und jagdliche Aspekte. Natur und Landschaft 53 (9): 258-288 [409],

(785) WOOD C. C. & C. M. HAND, 1985. Food-searching behaviour of the common merganser *(Mergus merganser)* I. Functional responses to prey and predator density. Can. J. Zool. 63 (6): 1260-1270.

(786) WORONECKI Paul P, Richard A. DOLBEER & Robert A. STEHN, 1981. Response of blackbirds to Mesurol and Sevin applications on sweet com. J. Wildl. Manage. 45 (3): 693-701.

(787) WORONECKI Paul P„ Robert A. STEHN & Richard A. DOLBEER, 1980. Compensatory response of maturing com kernels following simulated damage by birds. J. Appl. Ecol. 17 (3): 737-746.

(788) WOTSCHIKOWSKI Ulrich, 1986. Der »Notparagraph« muß fallen. Nationalpark 51 (2): 41-44 [353],

(789) YOM-TOV Yoram, 1975. Food of nestling crows in Northeast Scotland. Bird Study 22: 47-51.

(790) YONEDA Masaaki & Koji MAEKAWA, 1982. Effects of hunting on age structure and survival rates of red fox in Eastem Hokkaido. J. Wildl. Manage. 46 (3): 781-786.

(791) ZANNI Maria Luisa, Maria Cristina BENASSI & Valter TROCCHI, 1988. Esperienze di radio-tracking nella lepre *(Lepus europaeus):* sopravvivenza, utilizzo dello spazio e preferenze ambientali di soggetti allevati. In: Mario SPAGNESI & Silvano

TOSO (a cura di), Atti dei I Convegno nazionale dei biologi della selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 14: 301-315.

(792) ZIMEN Erik, 1980. Fox social ecology and rabies control. Editor's closing remarks. In: Erik ZIMEN (ed.), The red fox, Symposium on behaviour and ecology, Biogeographica 18: 277-285.

(793) ZISWILER V., 1965. Bedrohte und ausgerottete Tiere. Springer, Berlin & Heidelberg. Zitiert nach der italienischen Ausgabe: Animali estinti e in via di estinzione, II edizione, Mondadori, 1970, 217 pp.

(794) ZUUR Bob, 1982. Zum Vorkommen von Bleischrotkörnern im Magen von Wasservögeln am Untersee. Orn. Beobachter 79 (2): 97-103.

(795) ZWICKEL Fred C., 1972. Removal and repopulation of blue grouse in an increasing population. J. Wildl. Manage. 36 (4): 1141-1152.

(796) ZWICKEL F. C., 1982. Demographic composition of hunterharvested blue grouse in east-central Vancouver Island, British Columbia. J. Wildl. Manage. 46 (4): 1057-1061.

(797) ZWICKEL F. C. & J. F. BENDELL, 1967. Early mortality and the regulation of numbers in blue grouse. Can. J. Zool. 45 (5): 817-850.

(798) ZWICKEL F. C., J. F. BENDELL & A. N. ASH, 1983. Population in blue grouse. In: F. L. BUNNELL, D. S. EASTMAN & J. M. PEEK (eds.), Symposium on natural regulation of wildlife populations, Proc. Forest Wildl. Range Exp. Station, Moscow, Idaho, 14: 212-225 [59],

Aal 107
Aas 111
Abschuss(quote) 36, 65, 109, 118, 124 (Prämien), 132 (verwilderte Hunde), 134, 138 ff., 218
Abschussmeldung 140 f.
Adler 46, 226
Allee, W.C. 51
Alpenkonvention 239
Alpenschneehuhn 137, 143, 226
Amerikanischer Nerz *(Mustela lutreola vison)* 99 ff., 105,232
Amerikanischer Zobel
Fichtenmarder
Amsel *(Turdus merula)* 89, 136, 216, 229
Artenreichtum 70, 181,217
Artenschutz 10f„ 13, 36f., 181, 218, 240
Artenschutzverordnung 98
Artenschwund 11, 17
Auerwild 81 f., 129, 137, 143, 159 f., 195 (Zuchttier), 226, 236
Aufzucht(zeiten) 152, 177 f., 195 (in Gefangenschaft), 196
Augenbrauenente 225
- Bleivergiftung 186,204
Ausdünnung 159
Ausflügler 182
Ausrottung 18, 42, 45, 62, 81, 105, 129, 134, 159-164, 197 f.
- Ausrottungskampagnen gegen den Fuchs 122, 124
Austernfischer 135,227
Auswilderung/Aussetzung 64, 82, 96, 129, 155, 192 f., 195, 197 f., 219

Bad Harzburg 97
Bär 46
Bärenrobbe 25 f., 40, 160,232
Bandwurm 113
Baribal 160
Barsch 107
Barth, Wolf-Eberhard 97
BASC (brit. Jagdverband) 191
Baum 117
Baumfalke 94, 226
Baummarder *(Martes martes)* 97 f., 101, 103, 232, 235
Baumstachler 102, 115,234
Baumwollschwanzkaninchen 115, 161, 234
Bayern 70, 78, 80, 215
Becquerel 214 f.
Beddington, J. R. 41
Behrendt, G. 113
Bekassine 128, 144, 146, 228
Bellrose, F. C. 205
Bergahorn 70
Bergente 151,225
- Bleivergiftung 186,204
Bergerud, Arthur T. 17, 27, 29-32
Bergfink 136,230
Berghänfling 154,230
Berndt, Rudolf 31
Berner Konvention 238
Besatzmaßnahme 64, 82, 96, 116, 192 f., 198, 219
Bestandszählung/-schätzung 20, 134, 135 (Vögel), 136 f., 140 (Extrapolation), 168, 169 (Feldhasen), 194, 218
Beutetheorie 46 f., 61
Beutetier
Raubtier/Beutetier-Regulierung
Bewässerungsanlagen 96
Biber 108, 161, 210 (Fallenjagd), 234

Biberratte, Nutria *(Myocastor coypus)* **96,** 216
Bienenfresser 139,229
Bighornschaf 182,201,233
BirdLife International 128
Birdwatcher 37, 39
Birkwild 81 f., 129, 137, 143, 162, 195 (Zuchttier), 226, 236
Bisam, Bisamratte *(Ondatra zibethicus)* **95,216, 234**
- Fallenjagd 208 ff.
Blaubeere 70
Blauflügelente 225
Blauwal 43, 233
Blei 66, 169, 184, 185 (Belastung der Böden), 186-191
-» Schrot
Bleischrotverbot 190 f.
Bleivergiftung 184 (Bleisalz), 185-191, 218
Blessgans 168,180,224,236
Blesshuhn 133, 135, 144, 146f., 151 f., 165, 177 ff., 204 (Bleivergiftung), 227, 236
Bodenerosion 56, 66, 95, 220
Bonner Konvention 238
Brachvogel 91, 173
Brandenburg 136
Brandente 24, 26, 135, 152, 154, 225, 236
Brandmaus 99, 234
Braunbär 46 f., 98, 231
Braunkehlchen 91,229
Braunkopf-Kuhstärlinge 83, 89, 229
Brautente 164,225
Brennstäbe 189
Bresciane (ital. Vogelfanganlagen) 211
Brieftaube 81 f.
Brillenente 160,226
Brombeerstrauch 70
Brutzeiten 152
Buche 56, 70
Buchfink 230
Bürgerbewegung 207
Bundesanstalt für Fleischforschung 215
Bundesinstitut für Viruserkrankungen, Tübingen 123
Bundesjagdgesetz 152, 193
Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten 123
Bundesnaturschutzgesetz 193
Bundesverband Schießstände (BVS) 191
Bundeswehr 191
Bussard 80 f., 160

Cäsium 137 214f.
Caribu 49, 160, 233
Carolinataube 205 (Schussverletzungen), 228
carrying capacity (Fähigkeit einer Population zum Bestandserhalt) 34, 36 f., 39, 42 ff., 63, 69 (Rothirsche, Rehe), 122
Caughley, Graeme 50, 58
CBD (Konvention über biologische Vielfalt) 240
CDU/CSU (Europaabgeordnete) 92
Chemikalien 88
Clark, C. 34
Collegof Law, Detroit 30
Coyote 49 f., 108 f., 231
CPNT (frz. »Partei für Jagd, Angeln, Natur und Tradition«) 128,219
Cramp, S. 148 ff.
Crößmann-Studie 190

Dachs *(Meies meles)* **97, 104, 106, 142, 170, 232, 236**
Dallschaf 161,233
Damhirsch 137, 142, 170, 233, 235
DDT 214
DeStefano, Stephen 17
Deutsche Umwelthilfe (DUH) 92
Deutscher Jagdschutz-Verband (DJV) 128, 190 f.
Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR) 173
Dixon, Kenneth R. 44
Dohle 139,230
Dompfaff 230
Douglastanne 56

Draulans, Dirk 75 f.
Drossel 144
Ducks Unlimited 67 f.
Dunkelente 186 (Bleivergiftung), 225
Dunkler Wasserläufer 135,228
Dynamit 86

Eberesche 70
Ebner, Michl 92
EG-Richtlinie 79/409 über die Erhaltung der wild lebenden Vögel 37,71,83, 89, 91, 92 (Anhang II/2), 128, 130, 148, 238
Egglfinger Stausee 179
Eichelhäher 91,94, 139,230
Eichhörnchen 101,114,234
Eiderente 168,226,236
Einbürgerung -* Auswilderung
Eisbär 53
Eisente 135, 178, 204 (Bleivergiftung), 226, 236
Eisvögel *(Alcedinidae)* 76
Elch 26, 30 f., 49, 55, 117, 142, 160, 162, 171, 180, 200,233
Elson, P. F. 75
Elster 91 ff.,95, 139
Emigration 65
Ems 180
Engerling 84
Entenjagd 184, 186 (Bleivergiftung)
Epidemiologie 120
Epizootie (Epidemie) 58
Erdmaus 98, 234
Erdöl 168
Erholungsdruck 181
Ernteschäden Wildschäden
Errington, Paul L. 20, 59
Eselhase 49, 108, 234
EU-Vogelschutzrichtlinie EG-Richtlinie
Europaabgeordnete 92, 128,219
Europäische Kommission 91, 130, 190, 220
Europäische Union 92, 130, 191, 220
- Grenzwerte 214 f.
Europäischer Gerichtshof 128
Europäischer Nerz 98, 232
Europäischer Rat 130
Europäisches Parlament 91 f., 190, 218f.
European Federation Against Hunting (EFAH) 7, 138

FACE (europ. Jagdverbände) 128
Fallen 38, 64, 86, 105, 121, 164, 206 f., 208 (»Conibear«, »Vital«), 210 (Klemmbackenfalle), 211 (Vogelfallen), 219
- »humane« Fallen 207, 209 f.
Fallensteller/Fallenstellerei 203, 206 f., 210,213
Fangeisen 121
Farne Island, Großbritannien 58
Fasan *(Phasianus colchicus)* 20, 22-27, 40, 81 f., 91, 98, 137, 143, 161, 170, 173, 192 (Import), 214 (Quecksilberbelastung), 227, 236
- Zuchttier 194, 196
Favre, David S. 30
Feare, Chr. 85
Feldhase *(Lepus capensis meridiei)* 48, 81,91, 112, 133, 137, 142, 161 f., 168 (Bestand), 169-173, 194, 197 *(Lepus capensis corsicanus),* 234 f.
- Import 192, 198
- Zuchttier 194, 196 f.
Feldlerche 92, 139, 173, 229
Feldmaus 99,234
Feldsperling 90, 139, 230
Felsengebirgshuhn 20 f., 24, 26, 29, 31, 226
Felsentaube 138,228
FFH-Richtlinie 237
Fichte 70
Fichtenmarder, Amerikanischer Zobel *(Martes americana)* 104,232
Fiil-See, Jütland 179 f.
Fischadler 159,226
Fische 74 ff., 78, 100, 106 f.
Fischfang/-zucht 72 ff., 76 f., 99, 101, 106, 181

Fischmarder 102,232
Fischotter *(Lutra lutra)* 99 f., 105 ff., 232
Fischreiher *(Ardea cinerea)* 74-77, 154, 224
Fleckschnabelente 225
Fledermaus 65
Fleischfresser 96 f., 108
Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH) 237
Fluchtdistanz 180 f.
Flussdämme 96
Russuferläufer 182
Flussotter Fischotter
Fontaine, Nicole 128, 218
Forelle 74, 106 f.
Forschung 183
Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadensverhütung 193
Forstwirtschaft 72
Frank, Gerhard 190
Freizeitsportler 181
Frettchen 232
Iltis
Frösche 181
Fuchs *(Vulpes vulpes)* 48 f., 96 f., 110-113, 121 (Bestandsdichten), 124, 142, 152, 170, 199,216, 231,236
- Tollwutüberträger 120 f., 123 f., 132
Fuchsbandwurm 113
Fuchsbautenvergasung 121
Fuchseichhörnchen 160 f., 234
Fütterung ~• Wildfütterung
Futterkonzentrat 84

Gabelbock 108,233
Gabelweihe 155,226
Gänsesäger *(Mergus merganser)* 75, 135, 155, 165, 181,226
Game Conservancy 219
Gartenammer (Ortolan, *Emberitza hortulana)* 211
Gasaway, William C. 30
Gatter 64 f.
Gehege 64 f., 97
Gehirn 195
Gemeiner Stärling 87, 89, 229
Gemse 48, 55 f., 58, 60, 137, 142, 183, 233, 235
Gemüseanbau 83
Gene, genetische Vielfalt 198-202, 219
G^roudet, Paul 164
Getreide(anbau) 82, 84, 90, 117
Gewässer 184, 200, 214 (Belastung)
Geweih/Gehörn 57, 60 f., 69, 199
Giftgas 65, 97, 105, 109, 121
Giles, R H. 64,66
Gimpel 230
Gir, Indien 53
Goldregenpfeifer 227
Grauammer 229
Graues Riesenkänguruh 171
Graufuchs *(Urocyon cinereoargenteus)* 120, 231
Graugans 79, 151, 224, 236
- Bleivergiftung 186, 204
Grauhörnchen 20, 24, 115, 160, 162, 234
Graureiher Fischreiher
Greifvögel 80
Groppe 107
Großer Brachvogel 135, 228
Gürtelfischer 76, 229

Habicht 80 ff., 159,226
Habitat, »bewirtschaftetes« 62
Hänfling 154,230
Hagenauer Bucht 179
Hailioto (finn. Insel) 180
Halsbandkasakar 204 (Bleivergiftung), 225
Hamburg 86
Harz 97
Hase Feldhase
Haselhuhn 137, 143, 227
Haubentaucher 165 f., 178,224
Hauke-Haien-Koog 179
Haushuhn 133
Haushund 132, 195
Hauskaninchen 195
Hauskatze 133, 195
Hausschwein 197

Haussperling 90, 139,230
Haustiere 86, 96 f., 108-111, 123 (Tollwut), 131, 195 (Gehirnrückbildung)
Haustruthahn 196
Hecht 107
Heckenbreite (EU-Verordnung) 219 f.
Heidekraut 70
Heller Wasserläufer 135,228
Helsinki-Konvention 239
Heringsmöwe 129,228,236
Hermelin *(Mustela erminea)* 54, 97 ff., 207, 232, 236
Hessen 131
HIDP (Jagdindex der Populationsdichte) 121
Himbeerstrauch 70
Hirschartige 117,233
Höckerschwan *(Cygnus olor)* 77 f., 130, 135,224, 236
- Bleivergiftung 186 f.
Hohltaube 138
Holt, S.J. 35
Holunder 70
Hudson, Peter J. 21
Hudson Bay Company 54
Huftiere 116,233
Hunde, verwilderte/wildernde 108, 131 f., 231
Hundebandwurm 132
Hyäne 50

Igel 171,173,231
Iltis, Frettchen (*Mustela putorius)* 97 f., 101 f., 116, 232,235
Impfung 65, 122 ff., 132
INBS 145, 149 f.
Infrarot-Detektor 173
Inn 179
Institut für die Biologie der Wildtiere (INBS) 145, 149 f.
Institut zur Erforschung der Wildfauna, Carbondale, Illinois 27
International Waterfowl Research Bureau (IWRB), Brüssel 191
Internationale Vogelschutzkonvention 148
Internationales Büro für die Erforschung der Wasservögel (IWRB) 134,156
Isar 181

Jäger 127, 132, 139 (Hobby-, Berufs-, Revierjäger), 154, 156,218
Jägerpartei 128, 219
Jagd (Begriff) 12 (Jagd als Überlebensstrategie, als Sport)
Jagdertrag, größtmöglicher (MSY, »maximum sustained yield«) 28, 36 f., 39 ff., 44 f., 201
Jagdgesetz 91, 152, 218 (französisches)
Jagdindex der Populationsdichte (HIPD) 121
Jagdmanagement 62-65, 66 (Entenpopulation), 67 f., 70 (Tierhaltung), 116, 218
Jagdpacht 139
Jagdquote, optimale (OY, »Optimum yield«) 37, 41 f., 44 f.
Jagdstatistik 136, 139, 193
Jagdtechnik 37 f.
Jagdtradition 129 f.
Jagdzeiten/Jagdsaison 71, 116, 128, 145 f., 148, 152, 178 ff., 182 f., 189, 192 ff., 235
- Aussetzung/Einstellung 164 ff.
- Vogeljagd 211, 218 f.
- zu früh beginnende/zu spät endende 148-153
Japanische Wachtel 196,227

Käfighaltung 211 f.
Kaffernbüffel 26,49,233
Kaibab-Plateau, Arizona 50 ff.
Kaichreuter, Heribert 81
Kalif 49
Kampfläufer 135,228
Kanadagans *(Branta canadensis)* 26,79f., 184,225,236
- Bleivergiftung 186, 188,204
Kanadaluchs 26,49,54, 160,232
Kanadaschnepfe 161, 205 (Schussverletzungen), 228

Kanadischer Biber 164, 234
- Fallenjagd 208 ff.
Kaninchen Wildkaninchen
Karolinenente 225
Karpfen 73 ff., 107
Kartoffelkäfer 84
Kastanienente 204 (Bleivergiftung), 225
Katze, verwilderte/streunende 49, 131 ff., 232
Kaulquappe 182
Kegelrobbe 58, 232
Kernkraftwerk 189
Kiebitz 92, 128, 173, 227
Kiebitzregenpfeifer 135, 227
Kiefer 55
Klimaveränderung 55
Knäkente 129, 148, 151,225
- Bleivergiftung 186f.
Knutt 135,228
Köder 123 (zur Impfung), 206
- vergiftete 111, 121 f.
Kohlanbau 82
Kohlmeise 40, 229
Kojote • Coyote
Kolbenente 135, 187 (Bleivergiftung), 225, 236
Kompensationstheorie 17-21,36,217
- Kritik 23,31
»Konservenwild« 193
Konvention von Rio 237
Kormoran *(Phalacrocorax carbo)* 72-75, 77, 154, 224
Krähen 91,230
Kragenhuhn 24, 26 f., 29, 161, 227
Kranich 154
Krankheiten 58-61, 65, 67, 86 (durch Star), 105, 113 (durch Fuchs), 120f„ 132 (durch verwilderte Hunde), 168, 180, 184
Krickente 25, 135, 151 f., 165, 177 f., 225
- Bleivergiftung 186 f.
Kruuk, Hans 50, 60
Kurzschnabelgans *(Anser brachyrhynchos)* 79, 179, 224
- Bleivergiftung 186, 188, 204
Labor für Gewässerökologie, Savannah 200
Labormäuse 195
Lachmöwe 129,152,228,236
Lachs 75, 107
Lago di Ripa Sottile, Rom 179
Lago di Vico, Rom 179
Landesjagdverband Bayern 215
Landwirtschaft 11, 66,72,78, 83, 87, 94, 116, 118, 179, 197,216
- Mechanisierung 172 f.
Larkin, P. A. 44
»lebende Ente« 13
Lebensraum, begrenzter 19, 21
Lefeuvre, Jean-Claude 56
Lega italiana per la lotta ai tumori 215
Lega per l'Abolizione della Caccia (LAC) 138
Leiden der Tiere
-> Verletzungen, jagdbedingte
Leim/Leimruten (zum Vogelfang) 65, 128,206,211,219
Lemming 54, 234
Leopard 53, 232
Leopold, A. 51 f.
Lloy, H. G. 71
Lockvögel 128, 211 f.
Löffelente 135, 151 f., 225, 236
- Bleivergiftung 186 f.
Löwe 48 f., 232
Luchs 46, 50, 54, 97 f., 155, 232

MAB-Programm 239
Macklin, Rob 220
Macnab, John (Pseudonym) 32, 45, 59, 201
Mähdrescher 173
Mähnengans 204 (Bleivergiftung), 225
Mäuse 133,234
Mäusebussard 154 f., 226
Mais(anbau) 82, 84 f., 88 f., 92, 95,104 f., 117, 168
Maiszünsler 88
Management der Wildtiere
-> Jagdmanagement

Mangrovenreiher 224
Mangusten 120,232
Mantelmöwe 129,228,236
Marder 96
Marderhund 97, 136,231
Mauersegler 154
Maul- und Klauenseuche 86
Maultierhirsch 39 f., 49 f., 52, 56, 114, 160 f., 233
Maulwurf 231
Mauser 148,151,212
Mauswiesel *(Mustela nivalis)* 97-100, 232, 236
Mayr, Claus 128
Meisen 229
Migration 43, 65, 148, 150
Milan 10
Miller, H.J. 203
Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Raumordnung, Brandenburg 136
Mischwald 70
Miss Waldrons (ausgest. Primatenart) 18
Misteldrossel 229
Mitchell, John G. 206,210
Mittelsäger 135,226
Möwen 129, 135, 144, 146 f., 155, 178, 227 f.
Monod, Theodore 8
Monokultur 70, 117
Moorente 135,225,236
MSY → Jagdertrag, größtmöglicher
Mufflon 56, 136 f., 142, 170, 233, 235
Munition 141

NABU 128, 185
Nachtreiher *(Nycticorax nycticorax)* 75, 77, 224
Nadelhölzer 56
Nahrungskette 214 (Belastung)
Nahrungskonkurrent 97, 106
Narwal 53, 232
National Bison Range, Montana 39 f.
Nationalpark Ecrins, französische Alpen 56
Nationalpark Great Smoky Mountains, Tennessee 56
Nationalpark Harriman, New York 57
Nationalpark Harz 97
Nationalpark Hohe Tatra 48
Nationalpark Isle Royale, Oberer See, USA 55
Nationalpark Vanoise, Frankreich 58
Naturpark Tevere-Fara 179
Naturpark Tipperne 180
Naturschutz 11, 18, 128 (Recht), 181 f., 193,218, 220
Naturschutzbund (NABU) 128,185
Naturschutzgebiet Banc d'Arguin 179
Naturschutzgebiet Taubergießen, Rheinau, Baden-Württemberg 185
Nebelkrähe 91 f., 139, 230
Nerz 98-101
- Fallenjagd 208 ff.
Nesträuber 91
Netze (zum Vogelfang) 128, 206, 211 ff., 219
Ngorongoro, Tanzania 50
Niedersachsen 80, 180
Nordisches Moorschneehuhn 22, 25
Nordrhein-Westfalen 170, 172, 193
Nowak, E. 156
Nutria *(Myocastor coypus)* 234
Biberratte

Obst(anbau) 83, 89, 102, 104 f., 118
Ökologie 9 f., 13, 32, 37,44, 50, 59, 68, 69 (Populationsdichte), 80, 120, 200, 202,216
Ökosystem 13, 43, 55, 59, 62, 67 (künstliches), 80, 120, 127, 179, 216 ff.
Ölfliege 84
Ölpest 168
Oliven(anbau) 83 f.
Olsen, Gretchen 30
Opossum 115,231
Ornithologie 162
Ortolan (Gartenammer, *Emberitza hortulana)* 211,229

Ostfriesland 81
OY -» Jagdquote, optimale

Paläarktis 134, 145, 149
Pantieres (frz. Vogelfanganlagen) 211
Pappel 117
Papuateichhuhn 204 (Bleivergiftung), 227
Paradiesente 225
Paradieskasarka 160
Pelztiere 206
Pestizide 86, 167
Pfeifente 135, 160, 177 ff., 225
- Bleivergiftung 186 f.
Pfuhlschnepfe 135,227
Photosynthese 78
Pirol 139,230
Polarfuchs 54,120, 231
Politik/Jägerlobby 127 f., 139,218,220
Pool, genetischer 30
Populationsgröße/-dichte 41, 63, 69 (Rothirsche, Rehe), 121 (Bestandsdichten), 138, 199
- Erhöhung/Reduzierung 64, 116 (Wildschwein), 136 (Schwarzwild), 137 (Rehe)
- spontane Fluktuation 40, 42, 63
Potts, G. R. 219
Präparator 155,203
Präriehuhn 20,26,29,227
Predator -» Raubtier
Protest gegen die Vogeljagd 218
Pufferarten 216
Puma 49 f., 232

Quecksilber 168,214

Rabenkrähe 91 f., 95, 230
Rabenvögel 91, 94 f., 143
Rackelwild 129,236
Radfahrer 181
Radioaktivität 189,214
Raffin, Jean-Pierre 56
Ramsar-Konvention 190, 238
Rasmussen, D. I. 50 ff.
»rationalisierte Jagd« 17, 62 f., 217
Ratten 110,133,234
Raubtier/Beutetier-Regulierung (Theorie) 47-51, 53 ff., 59 ff., 81, 131,217
Raubvögel 80 f., 154 f., 180, 226, 228
Rauchschwalbe 229
Rebhuhn 81 f., 98, 129, 137, 143, 161, 173, 197 (Bestand), 214 (Quecksilberbelastung), 227,236
- Zuchttier 194, 197
Rebhuhn, italienisches *(Perdix perdix italica)* 197,227
Regenbrachvogel 135,227
Reh 60, 69, 123 (Tollwut), 133, 136, 137 (Populationsdichte), 142, 168, 170, 172 f., 180, 199, 215 (radioaktive Belastung), 233,235
Reiher 74 ff., 133, 179,224
Reiherente 151, 165, 225
- Bleivergiftung 186 f.
Reis(anbau) 95
Rentier 142, 170, 233
Reproduktionsrate 43 (Minderung)
Rettig, L. 81
Reuterwall, C. 199
Reziprozität, Prinzip der 23
Rheinau-Freistetten 184 f.
Rheinland 82
Rhum, Hebriden 61
Riesenfischer 76
Riesentafelente 225
- Bleivergiftung 186,204
Rinder 84, 87, 108
Ringelgans *(Branta bernicla)* 78, 79 (Ernteschäden), 204 (Bleivergiftung), 205 (Schussverletzungen), 225, 236
Ringeltaube *(Columba palumbus)* 81 f., 128, 138, 144, 151 f., 236
Ringschnabelente 186 (Bleivergiftung), 225
Roccoli (ital. Vogelfanganlagen) 211 f.
Röntgenuntersuchung 203 f.
Roseberry, John L. 27 f., 39
Rotdrossel 229
Roter Milan 10,226

Rotfuchs -» Fuchs
Rotfußente 203 (Schussverletzungen)
Rothirsch 61, 117, 136, 142, 152, 170, 183, 215 (radioaktive Belastung), 233, 235
- Populationsdichte 69 f., 136 f.
Rothuhn 98, 137, 143, 192 (Import), 227
Rotkopfente 186 (Bleivergiftung), 225
Rotluchs 114 f., 232
Rotschenkel 135,228
Rotschulterstärling 85, 87 ff., 229
Rotschwanzbussard 48,81,226
Rusch, Donald H. 17
Ryman, N. 199

Saatgans 180, 204 (Bleivergiftung), 236
Saatkrähe 91,94,230
Sadinen 43
Säger 76, 226
Saiga 40, 233
Samtente 160,226
Sandregenpfeifer 161,227
Sattelrobbe 40, 160, 232
Schadenersatz 131
»Schädlinge« 71-81, 118, 134,216 f.
Schädlingsbekämpfung 72
Schäferhund 109
Schälschäden 56
Schafe 108, 109 (Herdenzusammenhalt), 110, 195 (Gehirnrückbildung)
Schellente 135, 165, 226, 236
Schießstand 191
Schlachten 202
Schlangenadler 155,226
Schleiereule 155,228
Schleswig-Holstein 73, 80, 121
Schiingenjagd 210,219
Schmerle 107
Schnatterente 135, 151 f., 160, 165, 225, 236
- Bleivergiftung 186 f.
Schneeball (Pflanze) 70
Schneegans 224
- Bleivergiftung 188,204
Schneehuhn 136
Schneeschuhhase 48 f., 54, 102, 108, 114 f., 234
Schneeziege 26, 164, 201, 233
Schnepfe 134, 140, 144, 146 ff., 214 (radioaktive Belastung)
Schonzeit 129, 152
Schopfwachtel 161, 205 (Schussverletzungen), 227
Schottisches Moorschneehuhn 20 f., 24 f., 29, 31, 143,195 (Zuchttier), 226
Schreckmittel 212
Schrot 66, 121, 131, 154, 184 f., 187 ff., 191, 202 ff.
Blei
Schuppenwachtel 162, 227
Schussverletzungen 203 f.
Verletzungen, jagdbedingte
Schusswaffen 139
Schwäne 77, 154 (Schrot), 156, 179, 186 (Bleivergiftung), 224
Schwalbe 154
Schwarzwild -» Wildschwein
Schweine 87, 108 f., 195 (Gehirnrückbildung)
Schweinepest 86
Seeadler 10
Seehund 97, 232, 236
Seeregenpfeifer 161,227
Seidenreiher 75, 154, 224
Selektionstheorie (»selektive Jagd«) 46, 59,61
Serengeti, Tanzania 50, 53
Setzzeiten 152
Seuchen 120
- Ausbreitungsgeschwindigkeit 121 f.
Sigmakurventheorie 32 ff., 36, 39 f., 44 f., 129, 160, 162, 201, 217
- Flexions-AVendepunkt 34, 36, 41
Sikawild 137, 142, 170, 233, 235
Silbermöwe 129, 152,236
Simonetta, Alberto 134
Singdrossel *(Turdus philomelus)* 89, 92, 216, 229
Singschwan 77,224
- Bleivergiftung 186 f.

Singvögel 135 f.
Spatz/Sperling 89 f., 133, 139, 170,230
Sperber 155,226
Spießente 135, 151, 177,225
- Bleivergiftung 185 ff.
Spitzmaus 231
Sportschützen 139
Stadt 10 ff., 83, 87, 181
Stärlinge 83,229
- Kolonien 87 f.
Stahlschrot 189
Star *(Sturnus vulgaris)* 83 f., 85 (»Prying«), 86 (Krankheitsüberträger), 87, 89, 139, 179,216, 230
Steinadler 155,226
Steinbock 58, 233
Steinhuhn 227
Steinkauz 155, 228
Steinmarder *(Maries foina)* 97 f., 101 ff., 232, 235
Stelzvögel 161
Stinktier 120
Stockente 20, 24 ff., 135, 144, 151 f., 165, 178, 185, 192 (Import), 225, 236
- Bleivergiftung 186 ff., 204
- Schussverletzungen 203, 205
- Zuchttier 194, 196
Storch 155,224
Straßenverkehr 170 ff.
Streifengnu 48, 233
Stress 213
Strontium 90 214
Sturmmöwe 129,228
Sumpfwallaby 171,231
Swift, Michael C. 44

Tafelente 135, 151, 165, 177 f.
- Bleivergiftung 186 f.
Talbot, L.M. 35
Tamisier, Alain 162
Tanne 56, 70
Tannenhuhn 20 ff., 24, 31, 226
Tanner, J. T. 39
Tasmanmoorente 204 (Bleivergiftung), 225
Tauben 81 f.
Teichhuhn 151 f., 227
Territorien, limitierte 19, 21, 23, 32, 55, 122
Texel, Holland 79
Thar 26, 233
Theorie der Sigmakurve
-» Sigmakurventheorie
Theorie vom jährlichen Überschuss
Überschusstheorie
Thielcke, Gerhard 92
Thomsongazelle 48,51,233
Tierfutter 84, 87, 89
Tierquälerei 152
Tierschutz 9f„ 12, 18, 124
Tierschutzgesetz 152, 202
Tiger 232
Tod 202,209
Tollwut 65,96, 113, 120 (urbane Tollwut/Wildtollwut), 122 (Erkrankungsrisiko für den Menschen), 124, 132
- Ausbreitungsgeschwindigkeit 121 f.
- Bekämpfung 120 ff., 123 (Impfung), 124
Tontaubenschießen 141
Tophäe 60
Trauerente 168,226
Truthahn 40, 159, 161, 205 (Schussverletzungen), 226, 236
Tschernobyl (Reaktorkatastrophe) 214
Tuberkulose 105
Tüpfelhyäne 48-51,60,232
Tüpfelsumpfhuhn 148
Türkentaube 152,228,236
Tularemie (Krankheit) 198
Turmfalke 94, 155, 226
Turteltaube 92, 144, 151, 182,228

Überbevölkerung (Begriff) 58 f., 61
Überdüngung 78
Überschusstheorie 19-22, 30 (Kritik), 145, 156
- Umkehrprinzip 22 f., 31,36
Überweidung (Begriff) 58 f.
Uferschnepfe 128, 135,227

Ulme 70
Umwelt 63, 66 f., 127, 167 ff., 172, 181, 184, 191,218
Umweltbundesamt 190
UNESCO-Programm 239
Universität Birtish Columbia 44
Universität Canterbury 50
Universität Göttingen 113,168
Universität Kalifornien 200
Universität Stockholm, Institut für Genetik 199
Universität Voctoria, Kanada 27
Uran 189

Vampirfledermaus 120
Vegetation 56, 68
Verbraucher 215
Vereinigung zur Krebsbekämpfung, Italien 215
Vergasung 121
Verkehr 132 f., 169 f.
Verletzungen, jagdbedingte 202-205, 210, 219
- Vogeljagd 211,213
Viehfütterung 89
Virginiauhu 48 f., 95, 228
Virginiawachtel 20, 23 f., 26, 28, 40, 137, 172, 227
Vogelarten 11
Vogelfang/-jagd 65, 71, 211 ff., 216, 218 (Protest), 219
Vogelschutzkonvention 148
Vogelzug(strecke) 20, 148, 177, 182
Voynet, Dominique 219

Wacholderdrossel 89, 229
Wachtel 92, 128, 173, 196, 227
Waffensammler 139
Wald 68 (Flora-Fauna-Gleichgewicht), 69 (Rothirsch-/Rehdichte), 70
Waldohreule 94,228
Waldschäden 55 f., 117
Waldschnepfe 228,236
Wanderfalke 155
Wanderratte 101,234
Wapiti 39,49, 180 f., 233
Waschbär 97, 115, 120, 136, 231
Washingtoner Artenschutzabkommen 237
Wasserralle 151,227
Wasservögel 134, 148, 164, 178 ff., 184 f.
- Bleivergiftung 187, 191,203
Wattenmeer 179
Watvögel 135, 144, 146 f., 178, 227
Weddellrobbe 40, 160,232
Weide 70
Weidensperling 90,230
Weidetiere 108
Weinanbau 83
Weißkehlenente 225
- Bleivergiftung 186, 204
Weißschwanzschneehuhn 26, 29, 226
Weißtanne 70
Weißwedelhirsch 39, 49, 56 f., 61, 102, 108, 114 f., 118, 161, 171,180, 199, 233
Welternährungsorganisation (WHO) 42
Wendehals 160,229
Whitlock, S.C. 203
Wiedervereinigung 10 f.
Wildbret, belastetes 214, 215
Wilderei 170, 182
Wildfütterung 56, 66, 69
Wildgans 78, 79 (Schutzgebiet), 80, 156
Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus)* 49,81,91,98, 108, 110f., 114ff„ 133, 137, 142, 152, 170, 172, 234, 236
Wildkatze *(Felis silvestris)* 114, 155, 232
Wildlife and Countryside Link (WCL) 220
Wildschäden 62, 66, 70-81, 83-94, 131, 179, 216 f., 220
Wildschwein, italienisches (*Sus scrofa majori)* 197
Wildschwein, mitteleuropäisches 116 (Populationsdichte), 117 (Schäden), 136 f., 142, 170, 215 (radioaktive Belastung), 233, 235
Wildtollwut -»Tollwut
Winkel, Wolfgang 31
Wissenschaft 183,218
Wittenberg 86

Wolf 31,46,49 f., 55, 97 f., 107 f., 131, 160, 231
World Wide Found for Natur (WWF) 46, 185
Wühlmaus 54,98f„ 101, 104, 110, 113 (Zwischenträger der Tollwut), 114, 133, 234

Zellulose 195
Zentrum für die Ökologie der Camargue 162
Ziervögel 211
Zimen, Erik 120
Zitterpappel 70

Zuchttiere, ausgewilderte 192 ff., 195 (zuchtbedingte Selektion), 196
Zugvögel 71, 83, 139 (Gesamtzahl), 141, 148, 177 f.
- Jagdzeiten auf bedrohte Zugvögel 128, 145, 148 f.
Zwergkormoran 73
Zwergrohrdommel 76
Zwergsäger *(Mergus albellus)* 75, 135, 226
Zwergschnepfe 228
Zwergschwan 77
- Bleivergiftung 186, 188
Zwickel, Fred C. 21